
Schriftenreihe **IWAR**

225



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

Astrid Bischoff

**Desinfektion von behandeltem Abwasser –
Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren**

Herausgeber:

Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

Bischoff, Astrid

Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren /
Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.
Darmstadt: Eigenverlag, 2013
(Schriftenreihe IWAR 225)

ISSN 0721-5282

ISBN 978-3-940897-23-7

Referent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Thomas Dockhorn

Tag der schriftlichen Einreichung: 01.07.2013
Tag der mündlichen Prüfung: 18.10.2013

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des Vereins zur Förderung des
Instituts **IWAR** - der Technischen Universität Darmstadt e.V., Fontanestraße 8, D-64291
Darmstadt.

Herstellung: Lasertype GmbH, Holzhofallee 19
64295 Darmstadt

Vertrieb: Institut **IWAR**
TU Darmstadt
Franziska-Braun-Straße 7
64287 Darmstadt.
Telefon: 06151 / 16 3648
Telefax: 06151 / 16 3739

Desinfektion von behandeltem Abwasser - Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren

Dem Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Technischen Universität Darmstadt

zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) vorgelegte

DISSERTATION

von
M.Sc. Astrid Bischoff

Tag der mündlichen

Prüfung: 18. Oktober 2013

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Thomas Dockhorn

Darmstadt, Juni 2013



Kurzfassung

Die Inaktivierung pathogener Mikroorganismen durch die Desinfektion behandelten Abwassers ist ein entscheidender Prozess zum Schutz vor Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden. Einführend werden in dieser Arbeit die Grundlagen der Desinfektion von behandeltem Abwasser und der Stand des Wissens anhand einer Literaturrecherche dargestellt. Anschließend werden verschiedene Desinfektionsverfahren mit Hilfe von Versuchsanlagen unter hygienischen, ökologischen und betrieblichen Gesichtspunkten untersucht. Neben der Dosierung von on-site hergestelltem Chlorgas wurden die Chlordioxidosierung, die Ozonung und die UV-Bestrahlung als Desinfektionsverfahren, die momentan außer der Chlorung am häufigsten zur Desinfektion von behandeltem Abwasser angewendet werden, für die Untersuchungen ausgewählt. Während der verschiedenen Versuchsphasen wurden unterschiedliche Abwasserbehandlungsverfahren vor den nachgeschalteten Desinfektionsstufen untersucht.

Es konnte gezeigt werden, dass die Desinfektionsverfahren mit vorhergehender biologischer Abwasserbehandlung einen Ablauf erzeugten, welcher die allgemein gültigen mikrobiologischen Grenzwerte, die für Einleitungen in sensible Oberflächengewässer und für verschiedene Wasserwiederverwendungszwecke gelten (in der Regel *E. coli*-Grenzwerte), einhält. Die Vorreinigung des Abwassers hatte einen entscheidenden Einfluss auf den Desinfektionserfolg. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse wird mindestens eine mechanisch biologische Abwasserbehandlung vor der Desinfektion und vor allem vor einer beabsichtigten Wasserwiederverwendung empfohlen. Eine weitergehende Abwasserbehandlung erwies sich im Hinblick auf eine Minimierung negativer Umweltauswirkungen des anschließenden Desinfektionsprozesses als zielführend. In den Abläufen aller Desinfektionsanlagen, in denen keine oder zu geringe Konzentrationen an Restdesinfektionsmitteln im Wasser nachweisbar waren, konnte bereits nach eintägiger Stagnation des behandelten Wassers ein Anstieg der Konzentration heterotropher, kultivierbarer Mikroorganismen beobachtet werden. Im weiteren Verlauf der Stagnationszeit lag die Konzentration in den mit chemischen Desinfektionsmitteln behandelten Proben, bei denen keine Restdesinfektionsmittel mehr nachweisbar waren, um mehr als $2 \log_{10}$ -Stufen höher als in der nicht desinfizierten Probe. Ein bedeutender Wiederanstieg der Konzentration der Indikatororganismen *E. coli* wurde nach keinem der eingesetzten Desinfektionsverfahren festgestellt. Jedoch wurde in Abwesenheit von *E. coli* die Anwesenheit fakultativ pathogener Mikroorganismen in den mit Ozon und UV-Strahlung (mit niedriger Dosis) desinfizierten

Proben nachgewiesen. Die Vermehrung dieser fakultativ pathogenen Mikroorganismen stellt ein potentielles Gesundheitsrisiko für Wassernutzer dar.

In allen Abläufen der Desinfektionsanlagen, außer nach der UV-Bestrahlung, konnte die Bildung jeweils unterschiedlicher Desinfektionsnebenprodukte nachgewiesen werden. Gleichzeitig zeigten diese Abläufe mit steigender Desinfektionsmitteldosis unterschiedliche Erhöhungen der Toxizität. Am stärksten ausgeprägt war die Toxizitätserhöhung nach der Chloreelektrolyse, gefolgt vom Ablauf der Ozonungsanlage. Nach der Dosierung von Chlordioxid erhöhte sich die Toxizität nur in einem geringen Anteil der analysierten Proben. Die Ergebnisse dieser Studie weisen darauf hin, dass eine der Desinfektion nachgeschaltete Sandfiltration, neben der Verringerung des Wiederverkeimungspotentials, auch positive Effekte auf die Toxizität des behandelten Wassers haben kann. Eine gleichzeitige weitgehende Elimination eines breiten Spektrums anthropogener Spurenstoffe während der Desinfektion behandelten Abwassers konnte nur mittels Ozon erreicht werden.

Die Erweiterung der Abwasserbehandlungsanlage um eine weitere Verfahrensstufe hat eine Erhöhung sowohl der Kapital- und Betriebskosten als auch des Energiebedarfs zur Folge. Die UV-Bestrahlung ist hierbei das kostengünstigste und die Chlordioxid dosierung das kostenintensivste Verfahren. Die Chlordioxid dosierung verursacht den geringsten und die Ozonung den höchsten elektrischen Energiebedarf innerhalb der Systemgrenze (Abwasserbehandlungsanlage). Eine Strategie zur Steuerung von Anlagen zur Desinfektion behandelten Abwassers konnte anhand der erzielten Ergebnisse abgeleitet werden. Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des online gemessenen spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK_{254}) die aktuell erforderliche Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung negativer Umweltauswirkungen der Desinfektionsmaßnahme beitragen.

Abstract

The abundance of hygienically relevant microorganisms in wastewater requires adequate treatment of wastewater prior to discharge into sensitive natural waters and, in particular, prior to intended reuse. Inactivation of pathogenic microorganisms through wastewater disinfection plays a fundamental role in the protection of public health against waterborne diseases. At the outset of this research project, the principles and methods of wastewater disinfection were introduced through a literature review. Subsequently, pilot plant experiments were performed in a municipal wastewater treatment plant. Hygienic, ecological, and operational aspects of different wastewater disinfection systems were examined, also with regard to feasible reuse applications. In addition to chlorine gas that was produced electrolytically, chlorine dioxide, ozone, and UV-radiation were also selected as disinfectants, because they are commonly used for disinfection of treated wastewater. These disinfection techniques were tested in parallel and under identical experimental conditions, subsequent to different wastewater treatment schemes.

It could be shown that the investigated disinfection processes, together with preceding biological wastewater treatment, produced an effluent that complies with commonly regulated hygienic discharge parameters (generally *E. coli*) for sensitive receiving waters and for various reuse purposes. Wastewater treatment prior to disinfection had a decisive influence not only on the disinfection efficiency but also on the microbiological stability of the treated water. On the basis of the current results, at least mechanical-biological wastewater treatment before disinfection is recommended, in particular if water re-use is intended. Advanced wastewater treatment led to a reduction of negative toxicological effects of the effluents. In all effluents that contained no or very low levels of residual disinfectants, an increase in the concentration of heterotrophic culturable microorganisms was already observed after 24 hours of stagnation. In the course of further stagnation, concentrations were more than 100-fold higher in chemically disinfected samples with no or very low levels of residual disinfectants than in the non-disinfected sample. A substantial increase in *E. coli* concentration was not detected after application of any of the disinfection techniques. However, in the absence of *E. coli*, the concentration of facultative pathogenic bacteria increased in the samples disinfected with UV-radiation (low dose) and ozone, which may pose a potential health risk to water users.

The formation of a variety of disinfection by-products could be detected in all effluents of the disinfection systems, except after UV-irradiation. At the same

time, these effluents showed an increase in toxicity with increasing doses of disinfectants. This increased toxicity was most pronounced after chlorine electrolysis, followed by the effluents following ozonation. After dosage of chlorine dioxide, toxicity increased in only a small percentage of samples. Results of the current study indicate that sand filtration can contribute to a decrease regrowth potential as well as to a decreased toxicity of the disinfected effluents. Simultaneous extensive elimination of micropollutants during wastewater disinfection could be achieved only with ozone.

The addition of a further wastewater treatment process enhances capital and operating costs as well as the energy demand of the wastewater treatment plant. The most cost-effective process was UV-irradiation. The highest cost was caused by wastewater disinfection with chlorine dioxide. Dosing of chlorine dioxide was responsible for the lowest and ozonation for the highest electrical energy demand within the system boundaries (wastewater treatment plant). A strategy to control the dosage of disinfectants was established, on the basis of the results achieved. A plant control system that sets the momentarily required disinfectant dose as a function of the UV absorption (at 254 nm), measured online, can contribute to a decrease in the doses of applied disinfectants and to a minimization of negative environmental impacts of the disinfection process.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist ein Ergebnis meiner Zeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut IWAR der Technischen Universität (TU) Darmstadt. An erster Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel für die vertrauensvolle Zusammenarbeit, für den großen Freiraum bei der wissenschaftlichen Arbeit und für die Möglichkeiten des fachlichen Austauschs bedanken. Mein ausgesprochener Dank gilt außerdem Prof. Dr.-Ing. Thomas Dockhorn vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig für die freundliche Übernahme der Korreferats. Weiterhin möchte ich mich ganz herzlich bei Prof. Dr.-Ing. Martin Wagner für die gute Zusammenarbeit und die wertvollen Ratschläge bei der Projektorganisation bedanken.

Die Grundlage meiner Arbeit bildete das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Kooperationsforschungsvorhaben zwischen der TU Darmstadt und der Tongji Universität Shanghai. Ich möchte daher auch dem BMBF für die Förderung sowie den Kolleginnen und Kollegen der Tongji Universität Shanghai für die freundschaftliche Zusammenarbeit, namentlich Prof. Dieter Fuhrmann, Dr. Rüdiger Furrer, Prof. Hongbin Chen, Dr. Jin-Hong Fan, Prof. Luming Ma und Shen Hao danken.

Ein großer Dank richtet sich an alle meine ehemaligen Kolleginnen und Kollegen am Institut für die jahrelange gute und konstruktive Zusammenarbeit und das außergewöhnlich gute Betriebsklima. Insbesondere bei meinen Mitstreitern auf dem Versuchsfeld Eberstadt Alessandro, Yue, Jochen, Sebastian, Barbara, Tobi, Nadine, Fei und Caro möchte ich mich für die vielen Anregungen und die Unterstützung bedanken, die wichtige Impulse für meine Arbeit lieferten. Ein besonderer Dank gilt auch Doro und Christian für die hilfreichen Anmerkungen bei der Durchsicht meines Manuskriptes. Weiterhin möchte ich mich bei der Kochcrew vom „Donnerstags-Essen“ für die angenehme Zeit bedanken. Von den studentischen Mitarbeitern gilt mein spezieller Dank Anna und Xianlong, die mich mit großem Engagement und Zuverlässigkeit beim Betrieb der Versuchsanlage und der Analytik unterstützten.

Ohne die vielfältige Unterstützung des Werkstatt- und Laborteams sowie der Praxispartner wären der Versuchsanlagenaufbau, die Versuchsdurchführungen und -auswertungen kaum möglich gewesen. Dafür gilt stellvertretend Anita, Sylvia, Harald, Ute, Renate, Herbert, Christian, Markus, Eva, Arno, Johann, Frau Felicitas Korn-Wendisch, Herrn Dr. Steffen Schneider, Herrn Dr. Karl-Heinz Bauer (Hessenwasser GmbH & Co. KG Zentrallabor), Herrn Roland Wirth (ProMaqua GmbH), Herrn Ronald Schmiedl (Umex GmbH), Herrn Ulrich Butz

(AirLiquide GmbH) und Herrn Yuan Gao (newtec Umwelttechnik GmbH) mein aufrichtiger Dank.

Von ganzem Herzen bedanke ich mich zu guter letzt bei meinen Freunden, meiner Familie und ganz besonders bei meinem Mann Robert und meiner Tochter Elisa, die mich zu jeder Zeit unterstützt und motiviert haben. Sie haben sowohl für die notwendige Abwechslung gesorgt als auch Freiräume für mich geschaffen und haben damit entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|------|
| Kurzfassung | i |
| Abstract | iii |
| Danksagung | v |
| Inhaltsverzeichnis..... | vii |
| Abkürzungsverzeichnis..... | xi |
| Abbildungsverzeichnis..... | xiii |
| Tabellenverzeichnis..... | xix |
| 1. Einleitung..... | 1 |
| 2. Grundlagen und Stand des Wissens | 5 |
| 2.1. Allgemeine Grundlagen der Wasserdesinfektion | 5 |
| 2.1.1. Wasserassoziierte Krankheitserreger..... | 5 |
| 2.1.2. Rechtliche Rahmenbedingungen..... | 12 |
| 2.1.3. Prinzipien der Wasserdesinfektion..... | 17 |
| 2.1.4. Einfluss der Wasserqualität auf den Desinfektionsprozess | 21 |
| 2.1.5. Besonderheiten der Desinfektion von behandeltem Abwasser | 26 |
| 2.2. Methoden der Desinfektion von behandeltem Abwasser | 27 |
| 2.2.1. Einführung | 27 |
| 2.2.2. Chlorung | 29 |
| 2.2.3. Chlordioxid dosierung | 35 |
| 2.2.4. Ozonung..... | 37 |
| 2.2.5. UV-Bestrahlung | 40 |
| 2.2.6. Weitere mögliche Verfahren | 46 |
| 2.3. Nachweis des Desinfektionserfolgs | 48 |
| 2.3.1. Indikatorkonzept | 48 |
| 2.3.2. Mikrobiologische Nachweismethoden..... | 52 |
| 2.3.3. Mikrobiologische Stabilität | 56 |
| 2.3.4. Weitere umweltrelevante Reaktionen mit Wasserinhaltsstoffen..... | 59 |
| 3. Motivation und Zielsetzung..... | 63 |
| 4. Material und Methoden..... | 69 |
| 4.1. Übersicht über die Versuchsphasen | 69 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 4.2. | Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion..... | 70 |
| 4.2.1. | Chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlungs- stufe - Phase I..... | 71 |
| 4.2.2. | Belebtschlammverfahren, inklusive Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination - Phase II..... | 73 |
| 4.2.3. | Belebtschlammverfahren mit anschließender Mikrosieb- ung - Phase IIIa | 74 |
| 4.2.4. | Belebtschlammverfahren mit anschließender Sand- filtration - Phase IIIb | 75 |
| 4.3. | Versuchsanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser | 75 |
| 4.3.1. | Chlorelektrolyseanlage..... | 76 |
| 4.3.2. | Chlordioxidanlage..... | 81 |
| 4.3.3. | Ozonungsanlage..... | 82 |
| 4.3.4. | UV-Anlage..... | 83 |
| 4.4. | Probenahme und Analytik..... | 85 |
| 4.4.1. | Probenahme | 85 |
| 4.4.2. | Mikrobiologische Analysen..... | 85 |
| 4.4.3. | Chemisch-physikalische Analysen | 89 |
| 4.5. | Datenauswertung und Darstellungsweise..... | 94 |
| 4.5.1. | Messdaten..... | 94 |
| 4.5.2. | Literaturdaten | 95 |
| 4.6. | Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Versuchsanlagen | 96 |
| 5. | Ergebnisse und Diskussion | 99 |
| 5.1. | Reinigungsleistung der Versuchsanlagen vor der Desinfektion | 99 |
| 5.1.1. | Reinigungsleistung der chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung | 99 |
| 5.1.2. | Reinigungsleistung des Mikrosiebes | 102 |
| 5.1.3. | Reinigungsleistung des Sandfilters..... | 104 |
| 5.1.4. | Vergleich der Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion..... | 105 |
| 5.2. | Desinfektion des behandelten Abwassers | 107 |
| 5.2.1. | Chlorelektrolyse | 109 |
| 5.2.2. | Chlordioxiddosierung..... | 121 |
| 5.2.3. | Ozonung | 132 |
| 5.2.4. | UV-Bestrahlung..... | 146 |
| 5.2.5. | Vergleich der Desinfektionsverfahren..... | 153 |
| 5.3. | Empfehlungen für die Praxis vor dem Hintergrund der weiteren Nutzung des behandelten Wassers | 163 |
| 5.3.1. | Abwasserbehandlung vor der Desinfektion | 164 |

| | |
|--|-----|
| 5.3.2. Betriebsempfehlungen für die Desinfektionsanlagen | 166 |
| 6. Schlussfolgerungen und Ausblick..... | 171 |
| 7. Zusammenfassung..... | 179 |
| 8. Literatur | 183 |
| 9. Verzeichnis der Anhänge..... | 231 |



Abkürzungsverzeichnis

| Kurzzeichen | Beschreibung, Einheit |
|------------------|--|
| AFS | abfiltrierbare Stoffe, mg/L |
| AK | Anforderungsklasse |
| AOC | assimilable organic carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff), $\mu\text{g/L}$ |
| AOX | adsorbierbare organisch gebundene Halogene, $\mu\text{g/L}$ |
| BDOC | biodegradable organic carbon (biologisch verfügbarer gelöster Kohlenstoff), mg/L |
| BG | Bestimmungsgrenze |
| BSB ₅ | biochemischer Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen), mg/L |
| BSV | Belebtschlammverfahren |
| CEPT | chemically enhanced primary treatment (chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlung) |
| CSB | chemischer Sauerstoffbedarf, mg/L |
| DALY | disability-adjusted life years (um gesundheitliche Beeinträchtigungen korrigierte Lebensjahre) |
| DNP | Desinfektionsnebenprodukte |
| DNS | Desoxyribonukleinsäure |
| DOC | dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff), mg/L |
| DPD | N,N-Diethyl-p-Phenylendiamin |
| DWA | Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. |
| ECO | electrochemical oxidants (elektrochemische Oxidationsmittel), mg/L |
| EHEC | enterohämorrhagische Escherichia coli |
| EW | Einwohnerwerte |
| FNU | Formazine Nephelometric Units (Formazin-nephelometrische Trübungseinheiten) |
| G _L | Giftigkeit gegenüber Leuchtbakterien, Verdünnungsfaktor nach DIN EN ISO 11348-3 |
| HAA | haloacetic acids (halogenierte Essigsäuren), $\mu\text{g/L}$ |

| | |
|--------------------|--|
| IPCC | Intergovernmental Panel on Climate Change (zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen) |
| KBE | Kolonie bildende Einheiten |
| MPN | most probable number (wahrscheinlichste Anzahl) |
| MW | Mittelwert |
| NDMA | N-Nitrosodimethylamine, $\mu\text{g/L}$ |
| NKB | Nachklärbecken |
| NTU | nephelometric turbidity units (nephelometrische Trübungseinheiten) |
| OECD | Organisation for Economic Co-operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) |
| PCR | polymerase chain reaction (Polymerase-Kettenreaktion) |
| PFU | plaque forming units (Plaques formende Einheiten) |
| pH | negativer dekadischer Logarithmus der H^+ -Aktivität |
| RNS | Ribonukleinsäure |
| SAK ₂₅₄ | spektraler Absorptionskoeffizient, gemessen bei einer Wellenlänge von 254 nm, $1/\text{m}$ |
| SSK ₂₅₄ | spektraler Schwächungskoeffizient, gemessen bei einer Wellenlänge von 254 nm (Summe des spektralen Absorptionskoeffizienten und des spektralen Streukoeffizienten), $1/\text{m}$ |
| SUVA | spezifischer spektraler UV-Absorptionskoeffizient, $\text{L}/(\text{mg}\cdot\text{m})$ |
| THM | Trihalogenmethane, $\mu\text{g/L}$ |
| UQN | Umweltqualitätsnorm |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency (US-Umweltschutzbehörde) |
| UV | ultraviolett |
| VBNC | viable but non-culturable (lebensfähig, aber nicht kultivierbar) |
| WHO | World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation) |

Chemische Elemente und Verbindungen sind nach internationalem Standard abgekürzt.

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|---|----|
| Abbildung 1: | Einflussgrößen auf die Konzentration von Krankheitserregern im Gewässer (nach Schreiber, 2011) | 6 |
| Abbildung 2: | Mögliche fäkal-orale Übertragungspfade und Übertragungsbarrieren (modifiziert nach Wagner und Lanoix, 1958) | 7 |
| Abbildung 3: | Exemplarische mikrobielle Inaktivierungskurve mit konstanter Desinfektionsmittelkonzentration; einschließlich Verzögerungs- und Tailing-Effekt (nach Tchobanoglous et al., 2003) | 18 |
| Abbildung 4: | Störung der Desinfektionswirksamkeit von Partikeln bei der UV-Bestrahlung (nach Crittenden et al., 2012) | 22 |
| Abbildung 5: | Desinfektionsmittel oder Desinfektionsverfahren, die in verschiedenen Ländern zur Desinfektion von behandeltem Abwasser eingesetzt werden (Jacangelo und Trussell, 2002) | 28 |
| Abbildung 6: | Anteile der hypochlorigen Säure bei verschiedenen pH-Werten (nach Wricke et al., 2011) | 30 |
| Abbildung 7: | Entwicklung der Chlorkonzentration bei der Chlorung von Reinstwasser (Blindprobe) und ammoniumhaltigem Wasser. Bereich der Chloraminbildung (b bis c), Freisetzung von N ₂ (c bis d) und Bereich des freien Chlors (d bis e) (Schmidt, 2011) | 31 |
| Abbildung 8: | Funktionsprinzip der Membranzelle eines Chlorelektrolysereaktors..... | 34 |
| Abbildung 9: | Teil des elektromagnetischen Spektrums (nach Rott und Schöler, 2001) | 41 |
| Abbildung 10: | UV-Absorption der Nukleotide (nach Jagger, 1967, in: Masschelein und Rice, 2002) | 42 |
| Abbildung 11: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> , verglichen mit dem emittierten Wellenlängenspektrum von Mittel- und Niederdruckstrahlern (Kowalski, 2009) | 43 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 12: | Membranverfahren für die Wasseraufbereitung, Porendurchmesser und Partikel- bzw. Molekülgrößen (nach Wricke et al., 2011)..... | 46 |
| Abbildung 13: | Mögliche Mechanismen des Virenrückhalts bei der Membranfiltration (Huang et al., 2012) | 47 |
| Abbildung 14: | Funktionsweise der PCR (Narendja, 2009) | 54 |
| Abbildung 15: | Verfahrensschema der verschiedenen Versuchsphasen | 69 |
| Abbildung 16: | Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase I..... | 71 |
| Abbildung 17: | Kommunale Abwasserbehandlungsanlage vor der Desinfektion, Phase II..... | 73 |
| Abbildung 18: | Versuchsanlage (umrandet) zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase IIIa..... | 74 |
| Abbildung 19: | Versuchsanlage (umrandet) zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase IIIb..... | 75 |
| Abbildung 20: | Fließschema der Chloreelektrolyseanlage | 77 |
| Abbildung 21: | Versuchsaufbau zur Bestimmung der produzierten Chlorgasmenge..... | 79 |
| Abbildung 22: | Fließschema der Chlordioxidanlage | 81 |
| Abbildung 23: | Fließschema der Ozonungsanlage..... | 83 |
| Abbildung 24: | Fließschema der UV-Anlage | 84 |
| Abbildung 25: | Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase I..... | 99 |
| Abbildung 26: | Mittelwert und Standardabweichung ausgewählter Abwasserparameter an drei Messstellen der Versuchsanlage zur chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung..... | 100 |
| Abbildung 27: | Belags-/Biofilmbildung im Reaktionsbehälter der Chlordioxidanlage | 101 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 28: | Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase IIIa | 102 |
| Abbildung 29: | Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Zu- und Ablauf des Mikrosiebes .. | 103 |
| Abbildung 30: | Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase IIIb..... | 104 |
| Abbildung 31: | Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Zu- und Ablauf des Sandfilters sowie mittlere Reinigungsleistungen | 105 |
| Abbildung 32: | Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Ablauf der Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb..... | 106 |
| Abbildung 33: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Chlorelektrolyse..... | 110 |
| Abbildung 34: | Mittlere Zu- und Ablaufwerte bei der Desinfektion mittels Chlorelektrolyse | 112 |
| Abbildung 35: | Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Chlorelektrolyse | 113 |
| Abbildung 36: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Chlorelektrolyse (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten) | 115 |
| Abbildung 37: | Desinfektionsnebenproduktbildung nach Chlorelektrolyse | 117 |
| Abbildung 38: | Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Chlorelektrolyse..... | 118 |
| Abbildung 39: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Chlordioxid dosierung in Abhängigkeit der Restchlordioxidkonzentration..... | 122 |
| Abbildung 40: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Chlordioxid dosierung | 123 |
| Abbildung 41: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Chlordioxid in Abhängigkeit der spezifischen Chlordioxid dosis | 125 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 42: | Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Chlordioxid dosierung | 126 |
| Abbildung 43: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Chlordioxid dosierung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten) | 127 |
| Abbildung 44: | Desinfektionsnebenproduktbildung nach Chlordioxid dosierung..... | 128 |
| Abbildung 45: | Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Chlordioxid dosierung | 129 |
| Abbildung 46: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Ozonung in Abhängigkeit der Restozonkonzentration..... | 133 |
| Abbildung 47: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Ozonung in Abhängigkeit der eingetragenen Ozondosis..... | 134 |
| Abbildung 48: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis | 136 |
| Abbildung 49: | Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Ozonung | 137 |
| Abbildung 50: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Ozonung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten) | 139 |
| Abbildung 51: | Desinfektionsnebenproduktbildung nach Ozonung..... | 141 |
| Abbildung 52: | Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Ozonung | 142 |
| Abbildung 53: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels UV-Bestrahlung | 147 |
| Abbildung 54: | Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels UV-Bestrahlung | 149 |
| Abbildung 55: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach UV-Bestrahlung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten) | 150 |
| Abbildung 56: | Inaktivierung von <i>E. coli</i> mittels Chlorelektrolyse, Chlordioxid dosierung, Ozonung und UV-Bestrahlung..... | 154 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 57: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Abwassers, Koloniezahl..... | 156 |
| Abbildung 58: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Abwassers, <i>E. coli</i> (oben), <i>P. aeruginosa</i> (unten) | 157 |
| Abbildung 59: | Toxizität, gemessen als Hemmung der Lichtemission der Leuchtbakterien <i>V. fischeri</i> im Zulauf und in den Abläufen der Desinfektionsanlagen | 158 |
| Abbildung 60: | Konzentrationen anthropogener Spurenstoffe im Zulauf und in den Abläufen der Desinfektionsanlagen | 159 |



Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 1: | Auswahl von Krankheitserregern, die durch Wasser übertragbar sind (ATV, 1998, Artiola et al., 2004)..... | 9 |
| Tabelle 2: | Konzentrationen ausgewählter Krankheitserreger in Rohabwasser, zugehörige mediane Infektionsdosen (Asano et al., 2007, Kobylinski und Bhandari, 2010, BfR 2011) und Überlebensdauer (WHO, 2006)..... | 10 |
| Tabelle 3: | Log ₁₀ -Reduktion der Krankheitserreger nach ausgewählten Behandlungsprozessen (nach WHO, 2006) | 11 |
| Tabelle 4: | Bewertung und Einstufung von Badegewässern, Binnengewässern (nach 2006/7/EG) | 13 |
| Tabelle 5: | Mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser (nach DIN 19650 (1999))..... | 14 |
| Tabelle 6: | Wasserqualitätsanforderungen für unterschiedliche Anforderungsklassen des behandelten Wassers nach USEPA (2012) | 17 |
| Tabelle 7: | Untersuchungsschwerpunkte..... | 66 |
| Tabelle 8: | Eingesetzte Küvettentests zur Abwasseranalyse | 91 |
| Tabelle 9: | Wasserqualität des Abwassers der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage nach Rechen, Sandfang und Feinsieb..... | 96 |
| Tabelle 10: | Wasserqualität des behandelten Abwassers der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage im Ablauf der Nachklärung | 97 |
| Tabelle 11: | Biofilmuntersuchung nach chemisch-physikalischer Abwasserbehandlung | 101 |
| Tabelle 12: | Energiebedarf und Kosten der untersuchten Desinfektionsverfahren (nach *) | 161 |
| Tabelle 13: | Erforderliche Dosis (bzw. Restdesinfektionsmittel, spez. Dosis) zur Unterschreitung der mikrobiologischen Schwellenwerte nach USEPA (2012) (eigene Daten sowie nach Daten von*) | 166 |



1. Einleitung

Vor dem Hintergrund einer weltweit steigenden Gewässerbelastung bei gleichzeitig wachsender Nachfrage nach hygienisch unbedenklichen Wasserressourcen, gewinnt die Desinfektion von behandeltem Abwasser an Bedeutung. Laut einem Bericht der UNESCO¹ (2012) zeichnet sich eine Verschärfung der globalen Wasserkrise, sowohl die Wasserquantität als auch die Wasserqualität betreffend, ab. Durch das anhaltende Bevölkerungswachstum, die steigende Urbanisierung und Industrialisierung sowie die intensivierete landwirtschaftliche Produktion, geraten die Wasserressourcen immer mehr unter Druck. Zusätzlich wird der Klimawandel die Qualität, Verfügbarkeit und Bewirtschaftung von Wasserressourcen spürbar beeinflussen. Nach Einschätzungen des OECD²-Berichtes ‚Environmental Outlook to 2030‘ wird bis zum Jahr 2030 annähernd die Hälfte der Weltbevölkerung in Gebieten leben, in denen hoher Wasserstress³ herrscht (OECD, 2009). Auch für Europa wird vom IPCC⁴ prognostiziert, dass der Anteil der Gebiete mit hohem Wasserstress von aktuell 19 % auf 35 % im Jahr 2070 ansteigen wird (Alcamo et al., 2007).

Neben einem zielgerichteten Wasserbedarfsmanagement und einer Steigerung der Wassernutzungseffizienz, kann eine Wiederverwendung von adäquat behandeltem Abwasser zur Verringerung der Diskrepanz zwischen steigendem Wasserbedarf und begrenztem Wasserdargebot beitragen. Bedenken hinsichtlich einer Infektionsgefahr von durch Wasser übertragbaren Krankheiten stellen ein Haupthindernis für die Akzeptanz der Nutzung von Wasserwiederverwendungssystemen dar (Huertas et al., 2008). Da selbst nach einer biologischen Abwasserbehandlung noch eine hohe Anzahl und Vielfalt von Krankheitserregern im Abwasser vorhanden ist, erfordert eine beabsichtigte Wasserwiederverwendung in aller Regel eine vorherige Desinfektion des behandelten Abwassers. Zusätzlich können mit Hilfe der Wasserwiederverwendung, durch Abwassereinleitungen in Oberflächengewässern verursachte, Gewässerbelastungen verringert werden (FAO, 2010, UNESCO, 2012).

¹ UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft und Kultur)

² OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)

³ Definition „hoher Wasserstress“ nach Empfehlung der Welt-Wasser-Kommission (Raskin et al., 1997; Cosgrove und Rijsberman, 2000; UNESCO, 2006): Wassereinzugsgebiete in denen das Verhältnis von Entnahme zu Verfügbarkeit den Wert von 0,4 übersteigt.

⁴ IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen)

Die Art und Anzahl der im Rohabwasser vorhandenen Krankheitserreger ist abhängig vom Gesundheitszustand der an die Abwasserbehandlungsanlage angeschlossenen Bevölkerung. In nur einem Gramm Fäkalien einer infizierten Person (mit oder ohne Krankheitssymptome) können 10^{10} virale Krankheitserreger, 10^6 bis 10^8 bakterielle Krankheitserreger, 10^4 einzellige Parasiten und 10 bis 10^4 Wurmeier enthalten sein (Feachem et al., 1983, Maier et al., 2009). Durch Verschlucken, Hautkontakt oder die Einatmung von mit Krankheitserregern belastetem Wasser, können Erkrankungen beim Wassernutzer ausgelöst werden. Durchfallerkrankungen zählen weltweit zu den häufigsten Krankheiten, deren Erreger fäkal-oral übertragen werden. Sie verursachten alleine im Jahr 2011 etwa zwei Millionen Todesfälle; davon betroffen waren vor allem Kinder in Entwicklungsländern (WHO, 2012a). Aber auch aus Industrieländern wie den USA wird beispielsweise von einem deutlichen Anstieg der Anzahl wasserassoziierter Krankheitsausbrüche berichtet (CDC, 2011).

Neben den „altbekannten“ Erregern werden zunehmend, und dies vor allem in den Industrienationen, „neue“ fäkale Erreger wie EHEC⁵-Bakterien, Noroviren und chlorresistente Protozoen als Ursache von oft tödlich verlaufenden Erkrankungen erkannt (Mathys, 2007). Im Zuge der Globalisierung und der sich verändernden Umweltbedingungen eröffnen sich Krankheitserregern neue Wege, sich zu entwickeln und auszubreiten. So werden nicht nur die alten Erreger immer resistenter gegen die bestehenden Arzneimittel (hier ist vor allem die Antibiotikaresistenzbildung relevant), sondern auch die Entstehung und Verbreitung neuer Krankheitserreger wird begünstigt (Rebufat, 2009, Howard und Fletcher, 2012).

Trotz der Verbesserung der biologischen und chemischen Gewässergüte in den vergangenen Jahrzehnten sind hygienisch-mikrobielle Belastungen von Oberflächengewässern weiterhin oftmals limitierend für deren anthropogene Nutzungen (Kistemann et al., 2007). Abwassereinleitungen zählen zu den wichtigsten Eintragungspfaden pathogener Mikroorganismen in Oberflächengewässer (Blatchley et al., 2005). In bestimmten Fällen kann daher eine Desinfektion von behandeltem kommunalem Abwasser vor der Einleitung in sensible Oberflächengewässer erforderlich sein.

Je höher die Konzentration der Krankheitserreger im Rohwasser ist, desto aufwendiger werden die erforderlichen Aufbereitungsmaßnahmen vor einer beabsichtigten Wassernutzung (Szewzyk et al., 2006). Laut Trinkwasserrichtlinie der WHO⁶ (2011) wird beispielsweise für Rotaviren eine maximale

⁵ EHEC - Enterohämorrhagische Escherichia coli.

⁶ WHO - World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)

Konzentration von 11 Organismen je 1.000 m³ Wasser empfohlen. Anstelle der nicht praktikablen Endproduktkontrolle schlägt die WHO eine quantitative Abschätzung des Risikos der Gefährdung vor, die verbunden ist mit einer Bewertung der jeweiligen Rohwasserqualität. Mit zunehmender Bevölkerungsdichte nimmt die Häufigkeit einer indirekten Wasserwiederverwendung zur Trinkwassernutzung aus Oberflächengewässern immer mehr zu (Cabaj et al., 2012). Neben der Desinfektion von behandeltem Abwasser vor einer direkten Wasserwiederverwendung, kann daher in Fällen, in denen sich im Unterlauf von Einleitungen aus Abwasserbehandlungsanlagen Trinkwasserressourcen befinden, die Desinfektion behandelten Abwassers eine sinnvolle Maßnahme zum Ressourcenschutz darstellen. Weiterhin ist dort eine Desinfektion erforderlich, wo Badegewässer durch die Abläufe von Abwasserbehandlungsanlagen beeinflusst sind, um Gesundheitsrisiken für die Badenden zu minimieren.



2. Grundlagen und Stand des Wissens

2.1. Allgemeine Grundlagen der Wasserdesinfektion

2.1.1. Wasserassoziierte Krankheitserreger

Mikroorganismen als Verursacher von wasserassoziierten Infektionskrankheiten sind weltweit für die Gesundheit der Menschen von großer Bedeutung. Der erste wissenschaftlich dokumentierte Ausbruch einer Epidemie mit wasserassoziierten Krankheitserregern fand in London im Jahr 1854 statt. Diese frühe epidemiologische Studie von John Snow wies nach, dass der Konsum von Brunnenwasser, welches durch Abwasser kontaminiert war, zu einer Choleraerkrankung führte (Snow, 1855; in: WHO und OECD, 2003). Auch noch im Jahr 2011 wurde weltweit von mehr als einer halben Million Fällen von Choleraerkrankungen berichtet (WHO, 2012c). Aktuell werden insgesamt geschätzte 1,8 Millionen Todesfälle pro Jahr von Kindern unter 5 Jahren auf wasserassoziierte Krankheitserreger zurückgeführt (UNEP, 2012).

Die meisten Mikroorganismen sind jedoch nicht pathogen, sondern erfüllen wichtige Funktionen wie beispielsweise beim Gesundheitsschutz, bei der Energieproduktion, der Herstellung von Lebensmitteln und Medikamenten oder auch bei der Abwasserbehandlung. Mikroorganismen sind mikroskopisch kleine Organismen (die Auflösungsgrenze des menschlichen Auges liegt bei 20 bis 100 μm), die aus einer einzigen Zelle oder einer Zellansammlung bestehen; einschließlich der Viren, die mikroskopisch klein, aber keine Zellen sind (Madigan et al., 2008). Mikroorganismen waren die ersten Lebewesen auf der Erde und haben die Entwicklung aller weiteren Organismen ermöglicht. Sie weisen die größte Vielfalt aller Lebewesen auf, sind hochgradig an ihre Umwelt angepasst und allgegenwärtig. Alleine der Verdauungstrakt des Menschen enthält mehr Bakterienzellen, als der Mensch Körperzellen hat (Fuchs, 2007, Cypionka, 2010).

Wasser kann als Übertragungsmedium für viele verschiedene Krankheitserreger fungieren. Einige kommen natürlicherweise in der aquatischen Umwelt vor, andere stammen von infizierten Personen oder Tieren (Abbildung 1). Die Krankheitserreger von größter gesundheitlicher Bedeutung werden über die Fäkalien infizierter Personen oder Tiere in das Wasser eingetragen (WHO, 2006).



Abbildung 1: Einflussgrößen auf die Konzentration von Krankheitserregern im Gewässer (nach Schreiber, 2011)

Wasserassoziierte Krankheitserreger können über verschiedene Übertragungspfade in den menschlichen Körper gelangen. Von größter gesundheitlicher Bedeutung ist hier wiederum der fäkal-orale Übertragungspfad (Roeske, 2007). Abbildung 2 zeigt mögliche fäkal-orale Übertragungspfade sowie die symbolisierten Elemente eines Multibarrierenkonzepts (siehe Kapitel 2.1.2).

Das Risiko einer Infektion mit wasserassoziierten Krankheitserregern wird beeinflusst durch die Anzahl und Persistenz der Erreger im Wasser sowie deren Latenzzeit (Shuval, 1990). Infektionen finden alltäglich statt. Die meisten davon führen nicht zu einer Erkrankung. Ob sich eine Infektionskrankheit entwickelt, hängt von der Anzahl der aufgenommenen Erreger, vom Ernährungs- und Gesundheitszustand der infizierten Person, vom Training des Immunsystems der infizierten Person gegenüber dem Erregerstamm und von dessen Virulenz (Grad der Pathogenität) ab (Cypionka, 2010). Wasserassoziierte Krankheitserreger können in einigen Fällen auch nicht-fäkalen Ursprungs sein, sondern natürlicherweise im Wasser vorkommen und sich dort vermehren. Des Weiteren existieren auch wasserassoziierte Krankheitserreger, die nicht oral, sondern über Hautkontakt oder durch Einatmung von belastetem Wasser aufgenommen werden können.

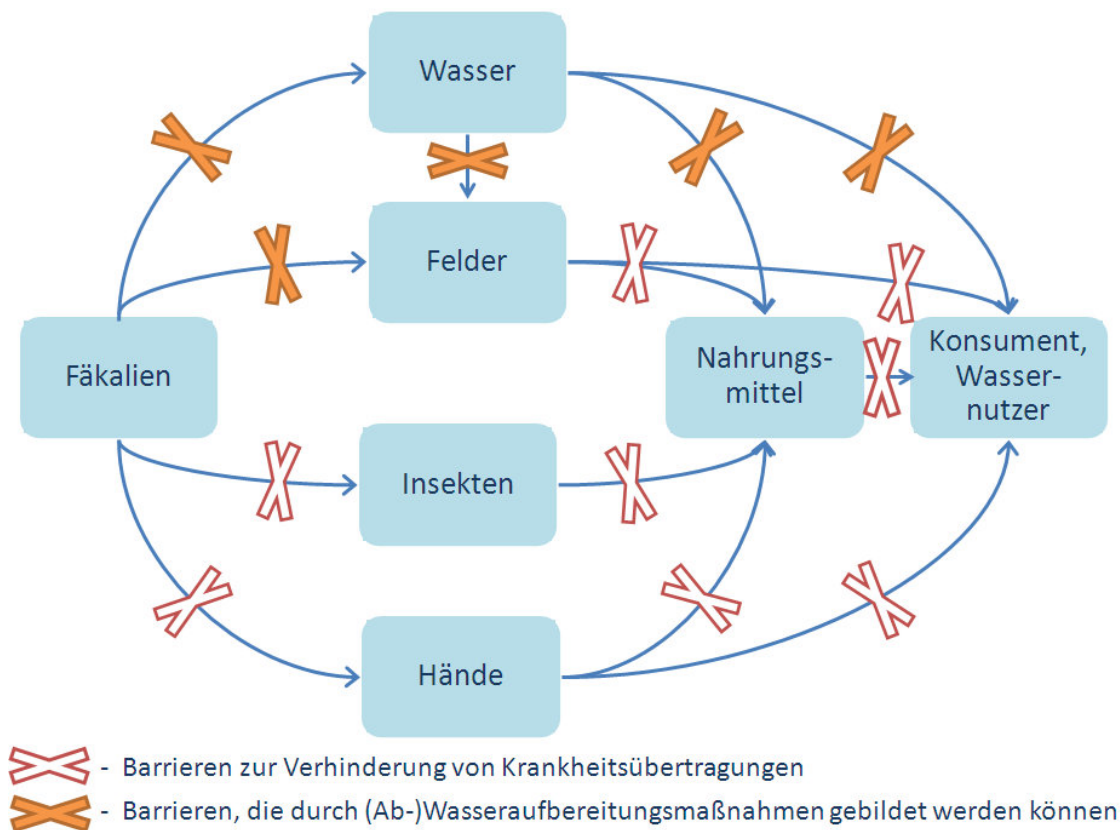


Abbildung 2: Mögliche fäkal-orale Übertragungspfade und Übertragungsbarrieren (modifiziert nach Wagner und Lanoix, 1958)

Die wasserassoziierten Krankheitserreger umfassen Bakterien, Viren und Parasiten (Protozoen und humanpathogene Würmer) (WHO, 2011). **Bakterien** sind einzellige Mikroorganismen ohne Zellkern mit einer Größe von 0,1 bis 10 μm . Die Grundbestandteile der Zelle setzen sich zusammen aus Desoxyribonukleinsäure (DNS), Ribonukleinsäure (RNS), Proteinen, Lipiden und Kohlenhydraten. Die Zellwand der Bakterien schützt sie vor äußeren Einflüssen, die zum Teil durch weitere Schutzschichten unterschiedlicher Dicke und Zusammensetzung ergänzt ist. Die Zellwand ist der Cytoplasmamembran von außen aufgelagert, welche eine Barriere für den Transport von Stoffen in das Zellinnere und aus der Zelle heraus darstellt (Fuchs, 2007). Einige Bakterien können sich in Flüssigkeiten mittels einer oder mehrerer Flagellen fortbewegen. Die bakterielle Vermehrung erfolgt typischerweise durch eine Zweiteilung der Zelle, die bei optimalen Milieubedingungen alle 20 Minuten erfolgen kann (Roeske, 2007). In einigen Fällen kommt es zur Ausbildung von hitze- und chemikalienresistenten Dauerformen (Sporen). Die meisten bakteriellen wasserassoziierten Krankheitserreger verursachen Infektionen des Verdauungstraktes und werden mit den Fäkalien der infizierten Person ausgeschieden (WHO, 2011). Bakterielle Infektionskrankheiten lassen sich häufig durch eine Antibiotikatherapie erfolgreich behandeln. Zu den am besten untersuchten

Organismen zählt das Enterobakterium *Escherichia coli* (*E. coli*), welches selbst meist nicht pathogen ist, jedoch als Fäkalindikator zur Abschätzung für das Vorhandensein pathogener Mikroorganismen herangezogen werden kann (siehe auch Kapitel 2.3).

Viren sind sehr kleine, infektiöse Partikel mit einem Durchmesser von 0,02 bis 0,1 μm . Sie bestehen aus nur einem Genom (DNS oder RNS), das durch Proteinhüllen, manchmal zusätzlich durch Lipidmembranen, nach außen abgegrenzt ist (Fuchs, 2007). Außerhalb der Wirtszelle besitzen sie keinen Stoffwechsel und können sich nicht selbstständig vermehren (Roeske, 2007). Mit ihrer Vermehrung in den Zellen ist meist eine Schädigung der Wirtszelle verbunden. Damit sind Viren obligate Parasiten und Krankheitserreger (Botzenhart und Seidel, 2011). Viren können sowohl Bakterien, Pilze, Protozoen, Pflanzen und Tiere infizieren als auch Krankheiten beim Menschen auslösen. Diese können von harmlosen Infektionen bis zu lebensbedrohlichen Erkrankungen reichen. Neuere Untersuchungen gehen davon aus, dass etwa 20 % aller Krebserkrankungen mit Virusinfektionen in Verbindung gebracht werden können (Seviour und Nielsen, 2010). Ein Großteil der Viren ist nur mittels molekularbiologischer Methoden nachweisbar (Woodall, 2010). Eine Studie von Cantalupo et al. (2011) identifizierte in unbehandeltem Abwasser mittels molekularbiologischer Analysemethoden mehr als 200 bekannte Viren; der weitaus größte Teil der nachgewiesenen Sequenzen stammte jedoch von bislang unbekannten Viren. Die Einfachheit im Aufbau und im biochemischen Gefüge der Viren machen sie weniger empfindlich gegenüber Umwelteinflüssen und Desinfektionsmitteln als beispielsweise Bakterien. Viren können in Oberflächengewässern und im Boden über einen sehr langen Zeitraum persistieren, so wurde eine Überlebensdauer von infektiösen Adenoviren im Grundwasser von bis zu einem Jahr nachgewiesen (Charles et al., 2009). Außerdem haben viele Viren eine sehr niedrige Infektionsdosis von nur wenigen Viruspartikeln (Szewzyk et al., 2006).

Parasitäre **Protozoen** und **Würmer** weisen oftmals charakteristische komplexe Lebenszyklen auf. Hierbei kann der Mensch sowohl als regulärer End- oder Zwischenwirt dienen als auch ein Fehlwirt darstellen, in dem sich der Parasit nicht mehr weiter entwickeln kann. Protozoen sind 1 bis 60 μm große Einzeller ohne Zellwand (USEPA, 1999, Petney und Taraschewski, 2011). Würmer sind mehrzellige Organismen, die eine Länge von 1 mm bis zu mehreren Metern erreichen können. Damit zählen sie nicht mehr zu den Mikroorganismen, obwohl ihre Eier mikroskopisch klein sind (Jimenez, 2007). Parasitäre Infektionen werden in der Regel von Zysten, Oozysten, Sporen oder Eiern übertragen, welche Entwicklungsstadien der Parasiten sind, die eine besonders hohe

Resistenz gegenüber Desinfektionsmitteln aufweisen (Woodall, 2010, Jjemba et al., 2010a). Hierbei sind Wurmeier der Spezies *Ascaris* resistenter gegenüber jeglicher Form der Inaktivierung als Bakterien, Viren, und Protozoen (Alouini und Jemli, 2001, Cabaret et al., 2002, Capizzi-Banas et al., 2004, in: Maya et al., 2012a). Effektive Impfstoffe gegen durch Parasiten hervorgerufene Erkrankungen sind kaum vorhanden (WHO, 2005, Petney und Taraschewski, 2011). Bereits sehr wenige dieser Organismen können ausreichen, um eine Infektion beim Menschen auszulösen (Exner und Gornik, 2004, Jimenez-Cisneros, 2011). Laut WHO (2012b) sind bis zu zwei Milliarden Menschen von intestinalen Würmern befallen. Alleine durch den Spulwurm (*Ascaris lumbricoides*) verursachte Infektionen sind für geschätzte 60.000 Todesfälle jährlich, hauptsächlich von Kindern in Entwicklungsländern, verantwortlich (Mehlhorn, 2008).

Eine Auswahl der im Abwasser potentiell enthaltenen Krankheitserreger ist in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Auswahl von Krankheitserregern, die durch Wasser übertragbar sind (ATV, 1998, Artiola et al., 2004)

| | Erregerart | Erkrankung |
|------------------|-------------------------------------|--|
| Bakterien | Enterohämorrhagische <i>E. coli</i> | hämolytisch-urämisches Syndrom |
| | enteritische Salmonellen u. a. | Salmonellose |
| | <i>Salmonella typhi</i> | Typhus |
| | <i>Shigella</i> spp. | Ruhr/Dysenterie (Shigellose) |
| | <i>Pseudomonas aeruginosa</i> | Dermatitis, Otitis |
| Viren | Polioviren | } Enteroviren Meningitiden, Kinderlähmung |
| | Coxsackievirus A, B | |
| | Echovirus | |
| | Hepatitis A | |
| Protozoen | <i>Cryptosporidium</i> spp. | Kryptosporidiose |
| | <i>Giardia lamblia</i> | Lamblienruhr |
| | <i>Entamoeba histolytica</i> | Amöbenruhr |
| Würmer | <i>Ascaris lumbricoides</i> | Spulwurmbefall |
| | <i>Taenia</i> spp. | Bandwurmbefall |

Fäkal-oral übertragbare Krankheitserreger, die mit menschlichen und tierischen Ausscheidungen freigesetzt werden, vermehren sich mit wenigen Ausnahmen im behandelten Abwasser nicht, können aber in der Umwelt Tage, Wochen und einige bis zu mehreren Monaten überleben. Bakterien und Viren sind in der Regel nach spätestens zwei Monaten im Abwasser abgestorben; Wurmeier hingegen sind unter günstigen Milieubedingungen sogar über Jahre im Boden und auch in Abwasser überlebensfähig (WHO, 2006).

Die Art und Anzahl der im Rohabwasser nachweisbaren Krankheitserreger ist in erster Linie abhängig vom Gesundheitszustand der an die Abwasserbehandlungsanlage angeschlossenen Bevölkerung. In Tabelle 2 ist die Bandbreite der üblicherweise in Rohabwasser vorzufindenden Mikroorganismenkonzentration, die jeweilige mediane Infektionsdosis sowie die maximale Überlebensdauer der Erreger in Wasser aufgeführt. Die spezifische Infektionsdosis, bei der eine Person erkrankt, kann sehr unterschiedlich sein und variiert je nach Virulenz des Erregers sowie nach dem individuellen Gesundheits- und Immunitätszustand der betroffenen Personen.

Tabelle 2: Konzentrationen ausgewählter Krankheitserreger in Rohabwasser, zugehörige mediane Infektionsdosen (Asano et al., 2007, Kobylinski und Bhandari, 2010, BfR 2011) und Überlebensdauer (WHO, 2006)

| | | Konzentration im Rohabwasser [MPN*/100 mL] | Infektionsdosis, Median N ₅₀ ** [Anzahl] | Max. Überlebensdauer im Wasser [d] |
|------------------|---|---|---|--|
| Bakterien | <i>E. coli</i> (enteropathogene / fäkalcoliforme Bakterien) | 10 ⁶ –10 ⁸ | (10 ² –10 ¹⁰) | < 60 |
| | Salmonellen | 10 ² –10 ⁴ | 10 ⁴ –10 ⁵ | < 60 |
| | Shigellen | 10 ⁰ –10 ³ | 10 ¹ –2·10 ¹ | < 30 |
| Viren | Enteroviren | 10 ³ –10 ⁴ | 10 ⁰ –10 ¹ | < 120 |
| Protozoen | <i>Cryptosporidium parvum</i> Oozysten | 10 ¹ –10 ⁵ | 10 ⁰ –10 ¹ | < 180 |
| | <i>Giardia lamblia</i> Zysten | 10 ¹ –10 ⁴ | <2·10 ¹ | - |
| Wurmeier | <i>Ascaris lumbricoida</i> [1/L] | 0–10 ³ | 10 ⁰ –10 ¹ | mehrere Jahre |

* MPN – most probable number (wahrscheinlichste Anzahl)

** Median der Infektionsdosis; Dosis, bei der 50 % der exponierten Personen infiziert werden

Nach einer Abwasserbehandlung reduziert sich die Anzahl der pathogenen Mikroorganismen im Abwasser in Abhängigkeit der Art des eingesetzten Behandlungsverfahrens (Tabelle 3). Das konventionelle Belebungsverfahren inklusive Vor- und Nachklärung verringert die Anzahl pathogener Mikroorganismen und Indikatororganismen maximal um drei \log_{10} -Stufen, sodass mit einer Konzentration von *E. coli* im Ablauf von mindestens 10^4 MPN/100 mL gerechnet werden muss. Der Ablauf einer solchen Abwasserbehandlungsanlage ist somit, ohne eine weitere Behandlung oder starke Verdünnung (beispielsweise im Falle von Badegewässern), für die allermeisten Wiederverwendungszwecke nicht geeignet.

Tabelle 3: \log_{10} -Reduktion der Krankheitserreger nach ausgewählten Behandlungsprozessen (nach WHO, 2006)

| Abwasserbehandlungsprozess | Log ₁₀ -Reduktion der Krankheitserreger | | | |
|---|--|-----------|-----------|----------|
| | Viren | Bakterien | Protozoen | Wurmeier |
| Sedimentation | 0–1 | 0–1 | 0–1 | 0–<1 |
| Belebtschlammverfahren inkl. Nachklärung ⁷ | 0–2 | 1–2 | 0–1 | 1–<2 |
| Fällung/Flockung | 1–3 | 0–1 | 1–3 | 2 |
| Langsamsandfiltration | 1–3 | 0–3 | 0–3 | 1–3 |
| Zweischichtfiltration | 1–3 | 0–1 | 1–3 | 2–3 |
| Membranfiltration | 2,5–>6 | 3,5–>6 | >6 | >3 |
| Chlorung (freies Chlor) | 1–3 | 2–6 | 0–1.5 | 0–<1 |
| Ozonung | 3–6 | 2–6 | 1–2 | 0–2 |
| Ultraviolette (UV)-Bestrahlung | 1–>3 | 2–>4 | >3 | 0 |

Neben der Abwasserbehandlung können auch verschiedene Maßnahmen zur Errichtung von Zugangs- und Kontaktbarrieren mit dem behandelten Wasser dazu beitragen, die Gesundheitsrisiken zu minimieren. Am Beispiel der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung lassen sich verschiedene solcher Maßnahmen aufzeigen.

⁷ Bei einer Steigerung des Schlammalters (2 bis 16 Tage) und des Trockensubstanzgehaltes (1 bis 4 g/L) im Belebungsbecken wurde gleichzeitig eine Verringerung der Konzentration fäkalcoliformer Bakterien um bis zu zwei \log_{10} -Stufen im Ablauf beobachtet (Rose, 2004)

Dazu gehören die Einschränkungen:

- der Art der bewässerten Feldfrüchte (Feldfrüchte, die roh verzehrt werden oder Non-Food Kulturen wie z. B. Baumwolle),
- der Bewässerungssaison,
- der Bewässerungstechnik und
- der Zubereitungsmaßnahmen der bewässerten Nahrungsmittel.

Aus epidemiologischen Gesichtspunkten ist eine Desinfektion immer dann erforderlich, wenn ein direkter oder indirekter menschlicher Kontakt mit den Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen zu erwarten ist.

2.1.2. Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Wasserdesinfektion mit dem allgemeinen Ziel der Verbesserung der hygienischen Wasserqualität zum Schutz vor Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden, wird als Hygienestrategie den Maßnahmen der Expositionsprophylaxe zugerechnet (Groß, 2006). Ein mögliches Gefährdungspotential als Ursache für Infektionsrisiken soll soweit minimiert werden, dass Schädigungen der menschlichen Gesundheit nicht mehr zu erwarten sind. Im Gegensatz zur Sterilisation, bei der alle vermehrungsfähigen Mikroorganismen abgetötet bzw. irreversibel inaktiviert werden, können nach der Desinfektion noch lebensfähige Mikroorganismen vorhanden sein. Die Trinkwasserverordnung wurde in der Novellierung von 2011 gegenüber der Fassung von 2001 dahingehend verändert, dass als allgemeine Anforderung für Trinkwasser bzw. Wasser für den menschlichen Gebrauch nicht mehr gilt, dass es frei von Krankheitserregern sein muss, sondern dass Krankheitserreger, die durch Wasser übertragen werden können, nicht in Konzentrationen enthalten sein dürfen, die die menschliche Gesundheit schädigen können (TrinkwV, 2011).

Auch für Abwasser gilt laut dem Infektionsschutzgesetz (IfSG, 2000), dass eine Abwasserbeseitigungspflicht besteht, sodass Gefahren für die menschliche Gesundheit durch Krankheitserreger nicht entstehen. Nach DWA M-205 (2013) ist die Abwasserdesinfektion definiert als eine Behandlung, die geeignet ist, humanpathogene Keime mit einer vorgegebenen Effizienz zu reduzieren oder zu inaktivieren, um sicherzustellen, dass vom behandelten Abwasser keine Infektionsgefahr bei der weiteren Nutzung ausgeht. Das Behandlungsziel orientiert sich an einer vorgegebenen Maximalkonzentration definierter Mikroorganismenarten im behandelten Wasser (DWA, 2013).

Für Deutschland sind allgemein für die Einleitung von Abwasser in Gewässer (AbwV, 2004) keine mikrobiologischen Grenzwerte festgelegt. Die Desinfektion

von behandeltem Abwasser gilt derzeit wasserrechtlich nicht als Stand der Technik (DWA, 2013). International existieren große Unterschiede in den mikrobiologischen Grenzwerten für Abläufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen. In Ländern, in denen mikrobiologische Grenzwerte gesetzlich festgelegt sind, werden in der Regel mindestens die Indikatororganismen *E. coli*/fäkalcoliforme Bakterien oder gesamtcoliforme Bakterien reguliert. Alleine in den USA variieren die Grenzwerte für Abläufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen für fäkalcoliforme Bakterien von $\leq 2,2$ bis 5.000 MPN/100 mL und für gesamtcoliforme Bakterien zwischen $\leq 2,2$ und 10.000 MPN/100 mL. Einige Staaten der USA verfügen über saisonal unterschiedliche Grenzwerte oder Grenzwerte, die an die Empfindlichkeit des aufnehmenden Gewässers bzw. an den anschließenden Verwendungszweck des Ablaufs angepasst sind (Tchobanoglous et al., 2003, USEPA, 2012).

Die europäische Kommission hat in der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser 91/271/EWG (EG, 1991) keine mikrobiologischen Grenzwerte festgelegt. Werden hingegen die Abläufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen in ein Badegewässer eingeleitet, sind nach der Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG) die in Tabelle 4 aufgelisteten mikrobiologischen Schwellenwerte zu beachten (EU, 2006).

Tabelle 4: Bewertung und Einstufung von Badegewässern, Binnengewässern (nach 2006/7/EG)

| Parameter | Ausgezeichnete Qualität | Gute Qualität | Ausreichende Qualität |
|---|-------------------------|---------------|-----------------------|
| Intestinale Enterokokken [KBE*/100 mL] | 200** | 400** | 330*** |
| <i>E. coli</i> [KBE/100 mL] | 500** | 1.000** | 900*** |

* KBE - Kolonie bildende Einheiten

** Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

*** Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung

Wird behandeltes Abwasser in Gewässer eingeleitet, die als Trinkwasserressource dienen, fordert Artikel 7 der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU, 2000), dass eine Verschlechterung ihrer Qualität verhindert werden soll, um den Aufwand der Trinkwasseraufbereitung möglichst gering zu halten. Diese Anforderung ist auch in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) enthalten. Mikrobiologische Grenzwerte sind für diesen Fall jedoch nicht spezifiziert.

In Deutschland gibt es keine verbindlichen Rechtsvorschriften, die sich speziell auf die Wasserwiederverwendung beziehen. In der DIN 19650 (1999) finden sich mikrobiologische Werte zur Klassifizierung des Wassers für die verschiedenen Anwendungen der Wiederverwendung als Bewässerungswasser (siehe Tabelle 5). Der vom DWA⁸ herausgegebener Themenband ‚Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung‘ (2008a) beinhaltet eine Bewertungsmatrix, die grundlegende Informationen zur Charakterisierung und Bewertung einzelner Behandlungstechnologien liefert. Darunter finden sich auch Informationen zu den erzielbaren Reinigungsleistungen in Bezug auf die Inaktivierung bzw. Rückhaltung von Krankheitserregern.

Tabelle 5: Mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser (nach DIN 19650 (1999))

| Eignungs- klasse | Anwendung | Strepto- kokken [KBE/ 100 mL] | <i>E. coli</i> [KBE/ 100 mL] | Salmo- nellen/ 1000 mL | Potentiell infektiöse Stadien von Parasiten* in 1000 mL |
|---------------------|--|---|------------------------------------|---------------------------------|---|
| 1 | ohne Einschränkung | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. |
| 2 | Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen | ≤ 100 | ≤ 200 | n.n. | n.n. |
| 3 | nicht zum Verzehr bestimmte Gewächshauskulturen Freilandkulturen für den Rohverzehr (Gemüse bis zwei Wochen vor Ernte) sonstige Sportplätze | ≤ 400 | ≤ 2.000 | n.n. | n.n. |
| 4 | Forstkulturen Nichtnahrungspflanzen zur industriellen Verarbeitung, Futter zur Konservierung und Saatgut bis zwei Wochen vor Ernte | Abwasser, das mindestens eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat | | | für Darm-Nematoden keine Standardempfehlung möglich für Stadien von Taenia: n. n. |

n. n. – nicht nachweisbar

* Untersuchung auf Darm-Nematoden (z. B.: Ascaris- und Trichuris-Arten) nach WHO Richtlinien kann in bestimmten Fällen angeordnet werden.

⁸ Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall

Außerdem gibt es europaweit länderspezifische Reglementierungen für die mikrobiologische Qualität für Wasser zur Wiederverwendung. Eine Aufstellung hierzu findet sich zum Beispiel im Projektbericht „water reuse system management manual“ des EU-Projektes Aquarec (Bixio und Wintgens, 2006). Im Rahmen dieses Projektes wurden Vorschläge im Hinblick auf eine einheitliche europäische Richtlinie für nutzungsorientierte Wasserqualitätsanforderungen für mikrobiologische und chemische Parameter entwickelt. Hier wurden die verschiedenen Nutzungskategorien wie beispielsweise die urbane, landwirtschaftliche, industrielle Wasserwiederverwendung sowie Einleitungen in Bade- und Freizeitgewässer unterschieden.

In Ländern, in denen nationale Richtlinien und Normen fehlen, können international anerkannte Vorgaben eine Orientierung bieten. Am bekanntesten sind die Empfehlungen der WHO (WHO, 2006), der USEPA⁹ (2012) und die kalifornischen Vorschriften, die im California Code of Regulations, Title 22 (California Department of Public Health, 2008) formuliert sind. Die beiden Letztgenannten enthalten neben den Anforderungen an das Aufbereitungsverfahren, Qualitätsrichtlinien für unterschiedliche Wasserwiederverwendungszwecke wie beispielsweise Toilettenspülung, Löschwasser, Autowaschwasser sowie für Bewässerungswasser für Golfplätze, Schulhöfe, Parks und Spielplätze oder für die Landwirtschaft.

Für den Nutzungszweck der landwirtschaftlichen Bewässerung liefern die Empfehlungen der WHO einen abgestimmten Rahmen für die Entwicklung nationaler Richtlinien zur Verringerung wassergebundener mikrobiologischer Gesundheitsgefahren (DWA, 2008a). Hierbei wurde in der aktuellen Fassung der Schwerpunkt von den auf Wasserqualitätsstandards basierenden Zielen hin zu gesundheitsbasierten Zielen (health-based targets) verschoben (Drechsel et al., 2010). Dieser komplexe risikobasierte Ansatz verwendet als Referenzgröße eines akzeptablen Gesundheitsrisikos die Einheit der um gesundheitliche Beeinträchtigungen korrigierten Lebensjahre (DALY - disability-adjusted life years). Als maximal tolerierbarer Wert wurde in Anlehnung an Fewtrell und Bartram (2001) ein Verlust von 10^{-6} DALY pro Person und Jahr vorgeschlagen. Dieses Ziel kann durch eine Reihe verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B.: Einschränkungen der Art der bewässerten Feldfrüchte, der Bewässerungssaison und der Bewässerungstechnik, Lagerung und Zubereitung der bewässerten Feldfrüchte) in Kombination mit der Anwendung von Wasserbehandlungstechniken zur Reduzierung der Krankheitserreger im Wasser erreicht werden. Dieser neue Ansatz soll unter anderem der Situation in Ländern

⁹ USEPA - United States Environmental Protection Agency (Umweltbehörde der Vereinigten Staaten)

gerecht werden, wo strenge Ablaufwerte aus finanziellen und technischen Gründen nicht erreichbar waren und deshalb in der Vergangenheit oftmals ignoriert wurden (Blumenthal et al., 2000, Carr, 2005). Die Richtlinie bietet die Möglichkeit an, die gesundheitsbasierten Ziele durch ein Multibarrierenkonzept zu erreichen, bei dem die angewendete Wasseraufbereitungstechnik nur eine Maßnahme neben vielen weiteren sein kann. Orientierend wird für die uneingeschränkte Nutzung als Bewässerungswasser (Feldfrüchte für den Rohverzehr) bezogen auf eine Rohabwasserbelastung mit *E. coli* von $10^7/100$ mL eine Konzentrationsverringerung um 6 bis 7 \log_{10} -Stufen empfohlen, für die eingeschränkte Nutzung (Feldfrüchte, die nicht für den Rohverzehr in Frage kommen) um 3 bis 4 \log_{10} -Stufen.

Die Richtlinie der USEPA (2012) definiert zwei mikrobiologische Schwellenwerte für die Wasserwiederverwendung für Wasser, welches nicht zur Anreicherung von Trinkwasserressourcen wiederverwendet wird. Gemäß dem Grundsatz, dass mit steigender Wahrscheinlichkeit einer menschlichen Exposition gegenüber dem behandelten Wasser, auch die mikrobiologischen Anforderungen an das behandelte Wasser steigen, werden diesen beiden Schwellenwerten bzw. Anforderungsklassen (AK), angegeben als Richtwerte für fäkalcoliforme Bakterien¹⁰ bzw. *E. coli*, die entsprechenden Wasserwiederverwendungszwecke zugeordnet:

- AK 1: *E. coli* < 200 MPN/100 mL
 - Wasserwiederverwendung; für Nutzungszwecke, bei denen kein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser zu erwarten ist.
Beispielsweise für die urbane Wasserwiederverwendung mit eingeschränkter Zugänglichkeit für die Nutzer, Nutzung als Kühlwasser oder als Bewässerungswasser von Feldfrüchten zur Weiterverarbeitung oder Feldfrüchten, die nicht als Nahrungsmittel für Menschen genutzt werden.
- AK 2: *E. coli* nicht nachweisbar (n. n.) in 100 mL.
 - Wasserwiederverwendung; für Nutzungszwecke, bei denen ein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser wahrscheinlich oder zu erwarten ist.
Beispielsweise für die urbane Wasserwiederverwendung mit uneingeschränkter Zugänglichkeit für die Nutzer, Nutzung als Bewässerungswasser von Feldfrüchten, die als Nahrungsmittel (zum

¹⁰ Im Wesentlichen *E. coli*. Analog zu den Angaben in USEPA (2012) wird im Folgenden vereinfachend der Begriffe *E. coli* synonym für fäkalcoliforme Bakterien verwendet.

Rohverzehr) für Menschen bestimmt sind oder zur Einleitung in Gewässer, bei denen keine Expositionseinschränkungen für die Wassernutzer bestehen.

In Tabelle 6 sind die Wasserqualitätsanforderungen zusammengestellt, die neben den mikrobiologischen Anforderungen an das behandelte Wasser für die jeweiligen Nutzungszwecke nach USEPA (2012) erhoben werden. Die Grenzwerte der Abwasserverordnung (bzw. der für Einleitungen von behandeltem kommunalem Abwasser in Oberflächengewässer regional gültigen Grenzwerte) müssen ebenfalls beachtet werden in Fällen, in denen vor oder nach der beabsichtigten Nutzung eine Ableitung in Oberflächengewässer stattfindet.

Tabelle 6: Wasserqualitätsanforderungen für unterschiedliche Anforderungsklassen des behandelten Wassers nach USEPA (2012)

| | AK 1 | AK 2 |
|-------------------------|-------|-------|
| BSB ₅ [mg/L] | ≤ 30 | ≤ 10 |
| AFS [mg/L] | ≤ 30 | - |
| Trübung [NTU] | - | ≤ 2 |
| pH [-] | 6 - 9 | 6 - 9 |
| Cl ₂ [mg/L]* | ≥ 1 | ≥ 1 |

* Nur bei Einsatz von chlorbasierten Desinfektionsmitteln

2.1.3. Prinzipien der Wasserdesinfektion

Der Inaktivierungsprozess von Mikroorganismen kann beim Einsatz chemischer Desinfektionsmittel, ähnlich wie auch bei der ultravioletten (UV)-Bestrahlung, prinzipiell als eine Reaktion erster Ordnung betrachtet werden. Das einfachste Modell zur Beschreibung experimenteller Desinfektionsergebnisse basiert auf Untersuchungen von Harriet Chick (1908) und Herbert Watson (1908) zu Beginn des 20. Jahrhunderts (LeChevallier und Au, 2004). Chick beobachtete im Laborversuch, dass die logarithmische Konzentrationsverringerung von Mikroorganismen proportional zur Kontaktzeit zwischen Desinfektionsmittel und Wasserinhaltsstoffen, bei einer konstanten Desinfektionsmittelkonzentration, ist (Leong et al., 2008). Die Desinfektionswirkung chemischer Desinfektionsmittel wird seitdem häufig durch das Chick-Watson-Gesetz, in Abhängigkeit des Produkts aus der Konzentration des (Rest-)Desinfektionsmittels (C) und der Kontaktzeit (t), allgemein beschrieben:

$$\ln(N_t/N_0) = -kC^n t$$

mit:

N_t = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt t

N_0 = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt $t = 0$

k = Geschwindigkeitskonstante der Inaktivierung (empirische Konstante)

C = Konzentration des Desinfektionsmittels (i. d. R. in mg/L)

n = Verdünnungsfaktor (empirischer Anpassungsparameter zur Beschreibung von Abweichungen zur Reaktion erster Ordnung (von Gunten, 2003))

t = Kontaktzeit (i. d. R. in Minuten)

Abweichungen vom Chick-Watson-Gesetz im Feldversuch sind insbesondere bei der Desinfektion von behandeltem Abwasser die Regel, da der Desinfektionserfolg von vielen weiteren Faktoren beeinflusst wird. In Abbildung 3 ist eine Inaktivierungskurve von Mikroorganismen dargestellt, die zwei Effekte berücksichtigt, wodurch die Inaktivierung vom log-linearen Verlauf abweicht.

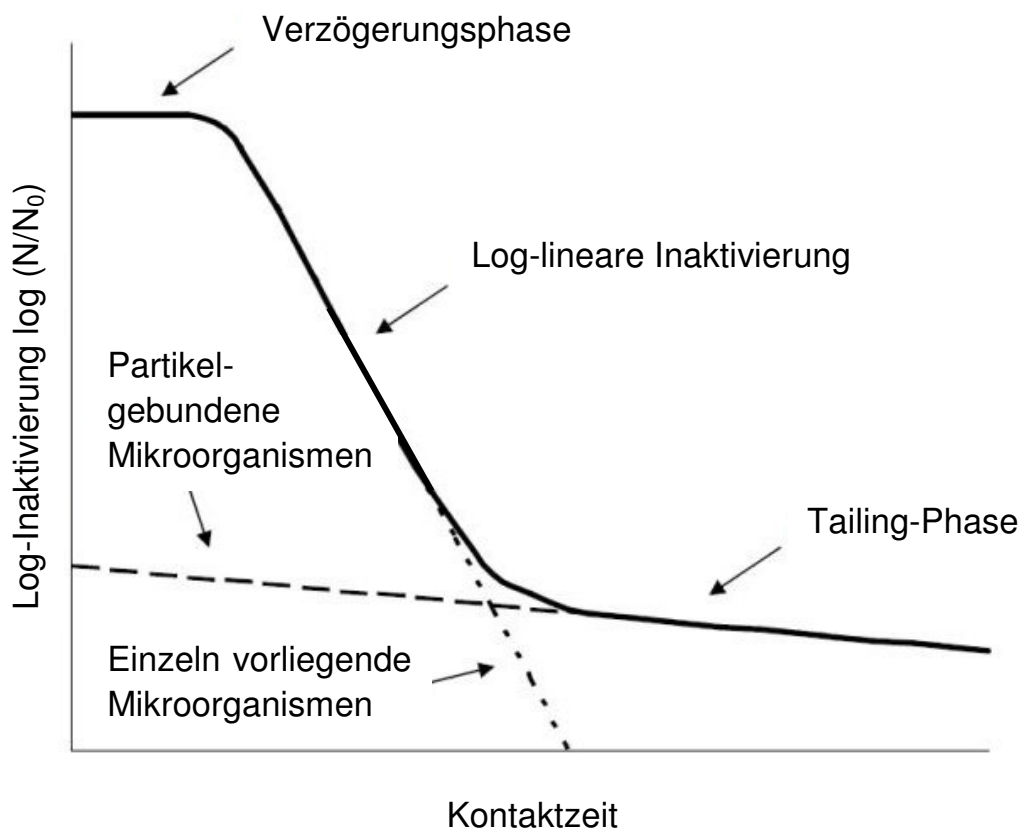


Abbildung 3: Exemplarische mikrobielle Inaktivierungskurve mit konstanter Desinfektionsmittelkonzentration; einschließlich Verzögerungs- und Tailing-Effekt (nach Tchobanoglous et al., 2003)¹¹

¹¹ Die Inaktivierungskinetik kann sowohl mit dem natürlichen Logarithmus (zur Basis e) als auch mit dem dekadischen Logarithmus ausgedrückt werden (verbreiteter ist der Ausdruck mit dem dekadischen Logarithmus).

Während der Verzögerungsphase (engl.: lag-phase) findet eine anfängliche Zehrung des Desinfektionsmittels durch beispielsweise organische Wasserinhaltsstoffe statt; erst danach steht das Desinfektionsmittel für die Inaktivierung der Mikroorganismen zur Verfügung. Während der sogenannten Tailingphase verhindert die Aggregatbildung der Mikroorganismen, die Einbettung in größere Partikel oder die Abschirmung der Mikroorganismen durch Partikel, dass die Zielorganismen mit dem Desinfektionsmittel in Kontakt kommen.

Starke Abweichungen von der Reaktion nach oben beschriebener Gleichung ließen in den letzten Jahrzehnten noch weitere Modelle und Ansätze der Desinfektionskinetik aufkommen (Maslak, 2010), die außer der Konzentration des Desinfektionsmittels und der Kontaktzeit noch weitere Faktoren berücksichtigen. So beinhalten beispielsweise das modifizierte Chick-Watson-Modell, das modifizierte Hom-Modell, das verzögerte Chick-Watson-Modell, das Gard-Modell, das Power-Law-Modell, das Hom-Power-Law-Modell, das Selleck-Modell sowie das von White modifizierte Selleck-Modell Parameter zur Beschreibung der Verzögerungsphase, der Desinfektionsmittelzehrung sowie der Höhe der Anfangskonzentration der Mikroorganismen (Cho et al., 2003, Haas und Kaymak, 2003). Einige weitere Einflussfaktoren (siehe Kapitel 2.1.4) können jedoch auch mit diesen Modellen nicht berücksichtigt werden.

Dennoch werden zum Vergleich und zur Bewertung verschiedener Desinfektionsverfahren häufig publizierte CT-Werte für spezifische Mikroorganismen herangezogen. Das CT-Konzept bedient sich der vereinfachten Annahme, dass für die sichere Desinfektion das Produkt aus (Rest-)Desinfektionsmittelkonzentration C und Kontaktzeit T einen bestimmten Wert erreichen muss. Das CT-Konzept verwendet nach USEPA (2003) die Restdesinfektionsmittelkonzentration C und den Parameter T_{10} zur Bestimmung einer bestimmten hydraulischen Aufenthaltszeit. T_{10} ist die Zeit, nach der 10 % eines Tracers den Reaktionsbehälter durchflossen hat. Bei suboptimalen Bedingungen, beispielsweise bei aggregierten Mikroorganismen, Vorliegen reduzierender Substanzen und erhöhten pH-Werten für Chlor, steigen die erforderlichen CT-Werte an und können unkalkulierbar werden (Botzenhart, 2007). Die publizierten CT-Werte sind somit nur grobe Abschätzungen, die unter Berücksichtigung der jeweiligen Versuchsbedingungen betrachtet werden müssen (Jacangelo et al., 2002).

Ähnliches gilt für die UV-Desinfektion. Die Inaktivierungskinetik der UV-Desinfektion lässt sich allgemein durch folgende Gleichung beschreiben (Masschelein und Rice, 2002):

$$\log(N_t/N_0) = -k \cdot I \cdot t$$

mit:

N_t = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt t

N_0 = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt $t = 0$

k = Geschwindigkeitskonstante der Inaktivierung (empirische Konstante)

I = UV-Bestrahlungsintensität (in mW/cm^2)

t = Bestrahlungsdauer (in Sekunden)

Auch hier lassen sich in der Realität Abweichungen von oben genannter Gleichung beobachten, da auch für die UV-Desinfektion gilt, dass der Desinfektionserfolg außer von der Bestrahlungsintensität und der Bestrahlungsdauer noch von weiteren Faktoren (siehe Kapitel 2.1.4) beeinflusst ist. In Kapitel 2.1.4 sind die unterschiedlichen Einflussfaktoren auf den Desinfektionserfolg näher erläutert.

Neben der Bestimmung der Restdesinfektionsmittelkonzentration bzw. der Bestrahlungsintensität (Näheres siehe Kapitel 2.2.5) ist die Bestimmung der Kontaktzeit von maßgeblicher Bedeutung zur Abschätzung des Desinfektionserfolgs und zur Anwendung der beiden oben genannten Gleichungen. Die Kontaktzeit wird anlagentechnisch durch die Gestaltung der Dosierstelle und des nachfolgenden Reaktionsreaktors bestimmt. Je nach Art des Desinfektionsmittels (gasförmig wie Chlorgas und Ozon oder flüssig wie Chlordioxid) bedarf es verschiedener Dosiersysteme und anschließender Reaktionsräume. Das Dosiersystem sollte in der Lage sein, das Desinfektionsmittel mit dem zu desinfizierenden Wasser möglichst schnell (in Bruchteilen von Sekunden) zu vermischen (Vogt, 2010). Dies kann über mechanische oder statische Mischer, Injektoren oder entsprechende Reaktorgeometrien, die eine möglichst hohe Turbulenz am Ort des Eintrags gewährleisten, erreicht werden. Auch bei der UV-Bestrahlung bestimmt die Geometrie des UV-Reaktors die Strömungsverhältnisse und die daraus resultierende Bestrahlungsdauer, die wiederum maßgeblich für den Desinfektionserfolg ist.

Die tatsächliche Aufenthaltszeit, in der das Desinfektionsmittel im Reaktionsraum mit den Wasserinhaltsstoffen in Kontakt gebracht wird, kann mit Hilfe von Tracer-Tests für spezifische Durchflüsse (zur Bemessung in der Regel für den stündlichen Spitzenabfluss) bestimmt werden, anhand von detaillierten numerischen Strömungssimulationen errechnet werden oder mit Hilfe der theoretischen Aufenthaltszeit abgeschätzt werden. Vereinfachend lässt sich die theoretische Aufenthaltszeit, unter Annahme einer Pfropfenströmung in einem idealen Strömungsrohr, durch Division des Reaktorvolumens durch den Spitzenabfluss bestimmen. In der Regel ist aufgrund der Reaktorform keine Pfropf-

fenströmung gewährleistet, sodass es zu Kurzschlussströmungen kommen kann. Um dies bei der Berechnung der Aufenthaltszeit zu berücksichtigen, können, je nachdem inwieweit die Reaktorgeometrie von einer Rohrleitung abweicht, jeweils unterschiedliche „Umlenkfaktoren“ (engl.: baffling factors) in die Berechnung integriert werden. Modellanalysen von Van der Walt (2002), die auf numerischen Strömungssimulationen beruhten, ergaben, dass sich beispielsweise durch den Einbau von sieben Umlenkflächen in einem Reaktionsbecken das Beckenvolumen um 83 % verkleinern ließe, um die gleiche Kontaktzeit zu erreichen.

2.1.4. Einfluss der Wasserqualität auf den Desinfektionsprozess

Die Wirksamkeit des Desinfektionsprozesses ist neben den im vorherigen Kapitel beschriebenen Faktoren, Konzentrationen und Einwirkzeiten der Desinfektionsmittel, entscheidend von den Inhaltsstoffen des zu behandelnden Wassers beeinflusst. Im Folgenden werden die allgemeinen Einflussparameter: Gehalt suspendierter Partikel und Kolloide, organische Wasserinhaltsstoffe, Wassertemperatur, Art der Mikroorganismen und pH-Wert des Wassers auf den Desinfektionsprozess erläutert. Darüber hinaus können, je nach eingesetztem Desinfektionsverfahren, weitere Wasserinhaltsstoffe den Desinfektionsprozess beeinflussen (beschrieben in Kapitel 2.2.2 bis 2.2.6).

Suspendierte anorganische und organische Partikel oder Kolloide verursachen im Abwasser eine **Trübung**, die die Lichtdurchlässigkeit des Wassers verringert. Mikroorganismen finden sich im Abwasser typischerweise in aggregierter Form vor und können so zur Trübung beitragen. Die Trübung bzw. die damit einhergehende Partikelkonzentration kann die Desinfektionswirkung deutlich beeinträchtigen. Dies gilt sowohl für chemische Desinfektionsmittel wie Chlor, Chlordioxid und Ozon als auch für die Desinfektion mit UV-Strahlung (WHO, 2011). Bereits 1967 wurden von Berg et al. die Abweichungen der beobachteten zur theoretischen Inaktivierungskurve nach Chick-Watson auf den Einfluss der Aggregatbildung der Mikroorganismen zurückgeführt (Barbeau et al., 2005). Durch das Anlagern an Partikel oder die Bildung von Zellaggregaten sind die Mikroorganismen besser vor einem Angriff durch das Desinfektionsmittel geschützt. Der Einschluss von Mikroorganismen in Partikeln, die im Abwasser enthalten sind, ist häufig der limitierende Faktor für den Desinfektionserfolg (Dietrich et al., 2007). Eine Studie von Winward et al. (2008) zeigte, dass 36 % der im nicht desinfizierten Grauwasser gefundenen gesamtcoliformen Bakterien partikelgebunden vorlagen. Nach einer Chlordosierung

erhöhte sich dieser Anteil auf 91 %, womit gezeigt werden konnte, dass Chlor in erster Linie zur Inaktivierung frei suspendierter Mikroorganismen effektiv ist.

Speziell bei der UV-Bestrahlung können Partikel durch Abschirmung, Absorption, Blockierung und Streuung der Strahlung (Abbildung 4) die Mikroorganismen schützen (Jungfer, 2006). Untersuchungsergebnisse von Madge und Jensen (2006) zeigen mit Hilfe einer speziellen Fraktionierungstechnik, mit der an Partikel gebundene Bakterien in drei Fraktionen separiert wurden, dass mit steigender Partikelgröße der Desinfektionserfolg mit UV-Strahlung abnimmt. Das bestrahlte Abwasser mit Fraktionen $< 5 \mu\text{m}$ wies deutlich schnellere Desinfektionsraten auf als das mit Fraktionen $> 20 \mu\text{m}$. Nach Emerick et al. (1999) spielt der Einfluss der Partikel, die eine kritische Größe von $10 \mu\text{m}$ unterschreiten, bei der UV-Desinfektionswirkung auf Bakterien keine Rolle.

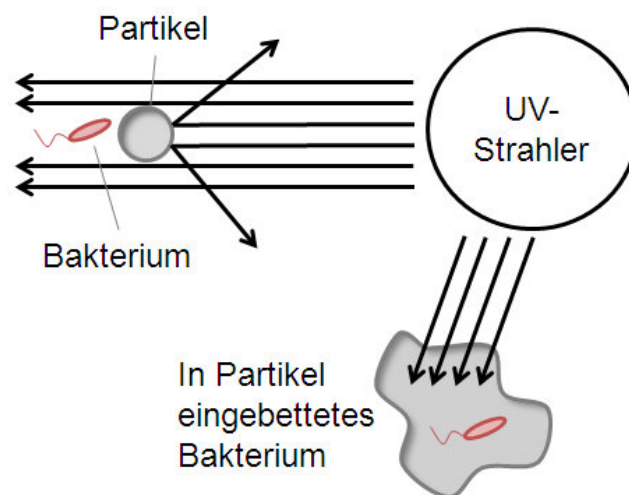


Abbildung 4: Störung der Desinfektionswirksamkeit von Partikeln bei der UV-Bestrahlung (nach Crittenden et al., 2012)

Winward et al. (2008) stellten mit steigender Partikelgröße im Abwasser eine abnehmende Desinfektionswirkung von Chlor gegenüber gesamtcoliformen Bakterien fest. Nach einer Studie von Berman et al. (1988) verringerten Abwasserpartikel mit einer Größe von mehr als $7 \mu\text{m}$ die Desinfektionswirkung von freiem Chlor und Chloraminen gegenüber gesamtcoliformen Bakterien. Narkis et al. (1995) wiesen auch für die Desinfektion mit Chlordioxid nach, dass Mikroorganismen, die in Flocken eingebunden sind, die Desinfektion überleben können. Durch eine der Ozonung vorgeschalteten Filtration ließ sich nach einer Studie von Xu et al. (2002) die Desinfektionswirkung gegenüber gesamtcoliformen Bakterien um eine Zehnerpotenz erhöhen.

Mit bloßem Auge ist eine Trübung etwa ab einem Wert von 4 nephelometrischen Trübungseinheiten (nephelometric turbidity units (NTU)) zu erkennen. Im Bereich

der Wasserversorgung gilt die Faustregel, dass zur Gewährleistung einer sicheren Desinfektion die Trübung maximal 1 NTU betragen sollte (WHO, 2011); für die UV-Desinfektion wird sogar ein Wert von kleiner 0,3 FNU¹² empfohlen (DVGW, 2006a). Wasser zur Wiederverwendung sollte nach einer Zusammenstellung US-amerikanischer Grenzwerte (USEPA, 2012), je nach Verwendungszweck, eine maximale Trübung von 0,1 bis 30 NTU aufweisen.

Sowohl Chlor als auch Chlordioxid und Ozon reagieren mit **organischen Abwasserinhaltsstoffen**. Dadurch wird eine Desinfektionsmittelzehrung bewirkt, die die Menge an Desinfektionsmitteln, die zur Inaktivierung von Mikroorganismen zur Verfügung steht, verringert. Außerdem ist seit den 1970er Jahren bekannt, dass durch die Reaktion von organischen Substanzen mit freiem Chlor, halogenierte organische Desinfektionsnebenprodukte (DNP) gebildet werden (Schmidt, W., 2004). Dazu gehören die als potentiell gesundheitsgefährdend eingestuft und in der Regel mit Grenzwerten belegten Trihalogenmethane (THM) sowie zahlreiche weitere (z. B. halogenierte Essigsäuren (haloacetic acids (HAA)), halogenierte Aldehyde und Ketone) zum Teil bislang nicht identifizierte DNP (Kobylinski und Bhandari, 2010). Auch Ozon bildet bei Anwesenheit organischer Stoffe organische DNP. Hierzu zählen organische Säuren, Aldehyde und Ketone (Gottschalk et al., 2010), die auch bei der Desinfektion mit Chlor und Chlordioxid entstehen können (Schmidt, W., 2004, Wricke et al., 2002). Diese Stoffe sind problematisch, da sie leichter biologisch abbaubar sind als ihre Ausgangsstoffe und somit einen guten Nährboden für mikrobielles Wachstum darstellen und dadurch eine Wiederverkeimung des behandelten Wassers begünstigen. Studien von Van der Kooij (1987, in: LeChevallier et al., 1993), Hamsch und Werner (1993) und Weinrich et al. (2010) wiesen nach, dass nach einer Chlordosierung die Konzentration leicht abbaubarer organischer Substanzen im behandelten Wasser anstieg. Untersuchungen von Swietlik et al. (2004) kamen zu dem Ergebnis, dass sowohl bei der Ozonung als auch bei der Chlordioxidosierung hochmolekulare organische Wasserinhaltsstoffe in niedermolekulare umgewandelt werden, was dazu führt, dass diese Stoffe leichter biologisch abbaubar sind. Für die Ozonung wurde in einer Studie von Siegrist et al. (2010) dieser Anstieg als assimilierbarer organischer Kohlenstoff (AOC - Assimilable Organic Carbon) gemessen und die Zunahme dessen Konzentration um den Faktor 3,5 nach der Ozonung von Abwasser beobachtet. Ozon ist das reaktivste der drei genannten chemischen Desinfektionsmittel gegenüber organischen Wasserinhaltsstoffen. In einer vergleichenden Untersuchung von Ramseier et al. (2011), bei der die Bildung

¹² Vereinfachend kann hier angenommen werden, dass die Einheit FNU etwa der Einheit NTU entspricht (gleiches Messprinzip Streulichtverfahren bei 90° Messwinkel, jedoch unterschiedliche Lichtquellen (Weißlicht bzw. Infrarot)).

von AOC unter anderem nach der Ozonung, der Chlorung und der Chlordioxid dosierung von Oberflächenwasser (mit deutlich geringeren Konzentrationen an organischen Wasserinhaltsstoffen als im behandelten Abwasser) gemessen wurde, wurde ausschließlich nach der Ozonung ein deutlicher Anstieg von AOC festgestellt.

Huminstoffe, die einen großen Teil der gelösten Organik im Kläranlagenablauf ausmachen können, verringern durch ihre hohe UV_{254} -Absorption die Strahlungsdosis, die zur Inaktivierung der Mikroorganismen zur Verfügung steht. Eine hohe organische Belastung des zu desinfizierenden Wassers kann außerdem zu einer Belagsbildung auf den UV-Lampen beitragen.

Generell gilt für chemische Desinfektionsmittel, dass mit steigender **Wassertemperatur** die Reaktionsgeschwindigkeit zur Inaktivierung von Mikroorganismen zunimmt. Um die Temperaturabhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit zu beschreiben, kann die van't Hoff-Arrhenius-Beziehung angewendet werden (Tchobanoglous et al., 2003, LeChevallier und Au, 2004):

$$\ln \frac{t_1}{t_2} = E \frac{(T_2 - T_1)}{R \cdot T_1 \cdot T_2}$$

mit:

t_1, t_2 = Zeit für eine spezifische Desinfektionswirkung [min] bei der Temperatur T_1, T_2 [K]

E = Aktivierungsenergie [J/mol]

R = Gaskonstante (8,3144 J/(mol K))

Allgemein kann bei chemischen Desinfektionsmitteln je Temperaturanstieg um 10°C von einer Verdopplung der Inaktivierungsrate ausgegangen werden (Smeets et al., 2006). Mit steigender Temperatur erhöht sich jedoch auch die Reaktionsgeschwindigkeit der Desinfektionsmittelzehrung und der DNP-Bildung (USEPA, 1999). Die Temperaturabhängigkeit der Inaktivierungsrate kann außerdem je nach Art des zu inaktivierenden Mikroorganismus sehr unterschiedlich ausfallen (Gottschalk et al., 2010). Auf den Desinfektionserfolg mit UV-Strahlung hat die Wassertemperatur keinen messbaren Einfluss (Abu-Ghararah, 1994).

Ein wesentlicher biologischer Faktor auf den Desinfektionserfolg ist die **Art des Mikroorganismus**, der inaktiviert werden soll. Die Unterschiede reichen dabei bis zu mehreren Größenordnungen in deren Resistenz gegenüber den verschiedenen Desinfektionsmitteln. Die Physiologie sporenbildender Bakterien und (Oo-)zysten-bildender Protozoen (wie beispielsweise *Cryptosporidium* spp. und *Giardia* spp.) schützt sie vor chemischer Oxidation; daher kann mit freiem

Chlor, Chlordioxid und Ozon nur eine moderate Inaktivierung dieser Organismen erreicht werden (Bandy, 2009). Generell ist die Resistenz von Protozoen gegenüber chemischen Desinfektionsmitteln höher als die von Viren und vegetativen Bakterien. Viren sind im Vergleich zu vegetativen Bakterien resistenter und sporenbildende Bakterien besitzen meist eine höhere Resistenz als vegetative Bakterien gegenüber chemischen Desinfektionsmitteln. Die Wasserdesinfektion mit UV-Strahlung ist, im Gegensatz zur chemischen Desinfektion, zur Inaktivierung der (Oo-)zysten der pathogenen Protozoen *Cryptosporidium spp.* und *Giardia spp.* sehr effektiv. Am resistentersten gegenüber der UV-Desinfektion sind Viren, gefolgt von sporenbildenden Bakterien (Koutchma et al., 2009). Zahlreiche Untersuchungen kamen zu dem Ergebnis, dass Adenoviren die Virenart mit der höchsten Resistenz gegenüber UV-Desinfektion mittels Niederdruckstrahlern ist (Thurston-Enriquez et al., 2003. Nwachuku et al., 2005, Linden et al., 2007, Eischeid et al., 2009). Anhang 1 gibt einen Überblick über die unterschiedlich erforderliche Desinfektionsmitteldosis, um gegenüber den aufgeführten Mikroorganismen eine Inaktivierung um zwei Zehnerpotenzen zu erreichen.

Junge Bakterienkulturen sind generell empfindlicher gegenüber Desinfektionsmitteln. Bei gleicher eingesetzter Desinfektionsmitteldosis wurde eine Bakterienkultur, die erst einen Tag alt war, nach nur einer Minute um das gleiche Maß inaktiviert, wie eine zehn Tage alte Bakterienkultur nach 30 Minuten (Tchobanoglous et al., 2003). Auch der Wachstumszustand von Keimen kann deren Resistenz beeinflussen. Bakterien, die unter suboptimalen Bedingungen gewachsen sind (niedrige Wassertemperatur und limitiertes Nährstoffangebot), zeigten sich in unterschiedlichen Studien resistenter gegenüber verschiedenen Desinfektionsmitteln (Berg et al., 1982, Harakeh et al., 1985; in: USEPA, 1999). Es kann davon ausgegangen werden, dass Keime, die unter natürlichen und nicht unter optimierten Bedingungen wachsen, eine höhere Resistenz aufweisen als im Labor kultivierte (Lazarova, 1999, Maslak, 2010). Untersuchungen von Maya et al. (2003) und Fisher et al. (2012) ergaben, dass in der Umwelt vorkommende Bakterien resistenter gegenüber einer UV-Bestrahlung waren als **Labororganismen** der gleichen Spezies.

Einige Ansätze zur Modellierung der Desinfektionswirkung (z. B. Power-Law- und Hom-Power-Law-Modell) berücksichtigen den begünstigenden Einfluss, den eine erhöhte **Anfangskonzentration von Mikroorganismen** auf die Inaktivierung der Mikroorganismen hat (Haas und Kaymak, 2003). Untersuchungen von Haas und Kaymak (2003) mit Ozon bestätigten, dass eine erhöhte Anfangskeimkonzentration zu einer erhöhten Desinfektionsleistung führt. Bei einer konstanten Ozondosis wurde für eine vergleichbare Verringe-

rung der Konzentration der Protozoen *Giardia muris*, bei einer Anfangskonzentration von 100 Organismen je Milliliter, eine um eine Zehnerpotenz höhere Kontaktzeit benötigt, als zur Erreichung der gleichen Verringerung bei einer Anfangskonzentration von 50.000 Organismen je Milliliter.

Die Abhängigkeit vom **pH-Wert** stellt sich für die verschiedenen Desinfektionsmittel unterschiedlich dar. Bei der Chlorung von Wasser hydrolysiert das zudosierte Chlor und bildet hypochlorige Säure, die als eigentliche Wirksubstanz für die Desinfektion verfügbar sein muss (Roeske, 2007). Die hypochlorige Säure dissoziiert in Abhängigkeit des pH-Wertes. Unter einem pH-Wert von 6,5 findet keine Dissoziation statt, während ab einem pH-Wert von 8,5 eine vollständige Dissoziation zu Hypochlorit-Ionen stattfindet (USEPA, 1999). Die keimtötende Wirkung des Hypochlorit-Ions beträgt nur noch ca. 1 bis 2 % derjenigen der hypochlorigen Säure (Wilhelm, 2008), weshalb für eine effektive Desinfektion mit Chlor ein pH-Wert im neutralen Bereich oder darunter angestrebt werden sollte. Chlordioxid ist weniger durch den pH-Wert beeinflusst. Junli et al. (1997a) zeigten, dass die Inaktivierungsgeschwindigkeit von Chlordioxid erst für einen sehr hohen pH-Wert von über 9 nachlässt. Eine Verringerung des pH-Wertes bis zu einem Wert von 2 hatte kaum Einfluss auf die Inaktivierungsgeschwindigkeit von Chlordioxid. Ozon zerfällt bei hohen pH-Werten schneller (Leong et al., 2008). Die Desinfektionswirkung von Ozon ist durch den pH-Wert allerdings kaum beeinflusst (Morris, 1975, in: USEPA, 1999). Auch die UV-Desinfektion ist durch den pH-Wert in einem pH-Bereich zwischen 6 und 9 unbeeinflusst (Malley, 2000).

2.1.5. Besonderheiten der Desinfektion von behandeltem Abwasser

Die ersten Wasserdesinfektionsverfahren wurden Ende des 19. Jahrhunderts in Europa für die Trinkwasseraufbereitung entwickelt und erprobt (Roeske, 2007). Die Ziele der Abwasserbehandlung umfassten hingegen bis in die 1970er Jahre im Wesentlichen die Verringerung des Feststoffgehalts und der Konzentration organischer Substanzen. Seit den 1990er Jahren kam das Ziel der Nährstoffelimination zum Schutz der Gewässer vor Eutrophierung hinzu (Cornel und Schaum, 2012). Eine generelle Desinfektion von Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen ist in Europa nicht vorgesehen. Die Desinfektion wird meist nur angewendet, wo die Abläufe in Badegewässer eingeleitet werden oder einer weiteren Nutzung zugeführt werden sollen. Im Gegensatz dazu existieren beispielsweise in Kalifornien (USA) seit den 1950er Jahren zahlreiche Desinfektionsanlagen in Abläufen von Abwasserbehandlungsanlagen. In vielen weiteren Staaten Nordamerikas wurden seit den 1970er

Jahren Grenzwert für Abläufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen für (fäkal-)coliforme Bakterien erlassen (Water Environment Federation, 2006, Kobylinski und Bhandari, 2010).

Die Einflussparameter, die außer der Desinfektionsmittelkonzentration und der Kontaktzeit den Desinfektionserfolg entscheidend mitbestimmen können, wurden in Kapitel 2.1.4 beschrieben. Sowohl eine erhöhte Partikelkonzentration als auch eine erhöhte Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe wirken sich in der Regel negativ auf den Desinfektionserfolg aus. Abwasser zeichnet sich dadurch aus, dass es auch nach einer weitergehenden Behandlungsstufe meist noch deutlich höhere Partikel- und Organikkonzentrationen aufweist, als dies für die Wasserqualität bei der Trinkwasserdesinfektion empfohlen wird. Die Modellierung und damit die Möglichkeit aus den Ergebnissen Voraussagen zum Desinfektionserfolg abzuleiten, sind für die Desinfektion von behandeltem Abwasser deutlich komplexer und mit größeren Unsicherheiten behaftet, als dies für die Trinkwasserdesinfektion der Fall ist (Zimmermann et al., 2011). Für die Bemessung und insbesondere für die Festlegung der jeweils erforderlichen Desinfektionsmitteldosis sind daher anlagenspezifische Messungen unerlässlich (Tchobanoglous et al., 2003).

2.2. Methoden der Desinfektion von behandeltem Abwasser

2.2.1. Einführung

Für die Desinfektion von behandeltem Abwasser steht eine Vielzahl verschiedener Methoden zur Verfügung. Die DIN 12255-14 (2004) trifft eine prinzipielle Unterscheidung nach den zwei unterschiedlichen Wirkmechanismen:

- Inaktivierung der Mikroorganismen durch chemische oder physikalische Agenzien, sodass eine Vermehrungsfähigkeit nicht mehr gegeben ist (z. B. durch Chlorung, Ozonung, Chlordioxid dosierung, UV-Bestrahlung);
- Entfernung der Mikroorganismen aus dem Ablauf (z. B. durch Mikro- oder Ultrafiltration) ohne eine Inaktivierung der Mikroorganismen.

Die weltweit eingesetzten Verfahren zur Desinfektion von behandeltem Abwasser weisen eine große Streubreite hinsichtlich des Erkenntnisstandes zu ihrer Anwendung als Desinfektionsmethode und ihrer Verbreitung im großtechnischen Einsatz für behandeltes Abwasser auf. Während der Einsatz von Chlor als Chlorgas, Natriumhypochlorit oder Calciumhypochlorit intensiv untersucht ist und weltweit die am häufigsten angewendete Desinfektionsmethoden sind, nimmt der großtechnische Einsatz der UV-Bestrahlung zur Desinfektion von

behandeltem Abwasser erst seit den letzten 10 bis 20 Jahren stark an Bedeutung zu (Leong et al., 2008). Ebenso an Bedeutung gewonnen hat in den letzten Jahren die Ozonung, sowohl zur Desinfektion von behandeltem Abwasser als auch zur Elimination anthropogener Spurenstoffe. Demgegenüber sind die verfügbaren Informationen über den großtechnischen Einsatz von beispielsweise Peressigsäure, Chlordioxid, Ameisensäure oder elektrolytisch hergestelltem Chlorgas zur Desinfektion von behandeltem Abwasser begrenzt. Das Ergebnis einer internationalen Studie mit Berichten zu angewendeten Desinfektionsverfahren für behandeltes Abwasser, bei der sich 22 verschiedene Staaten beteiligt haben, ist in Abbildung 5 dargestellt.

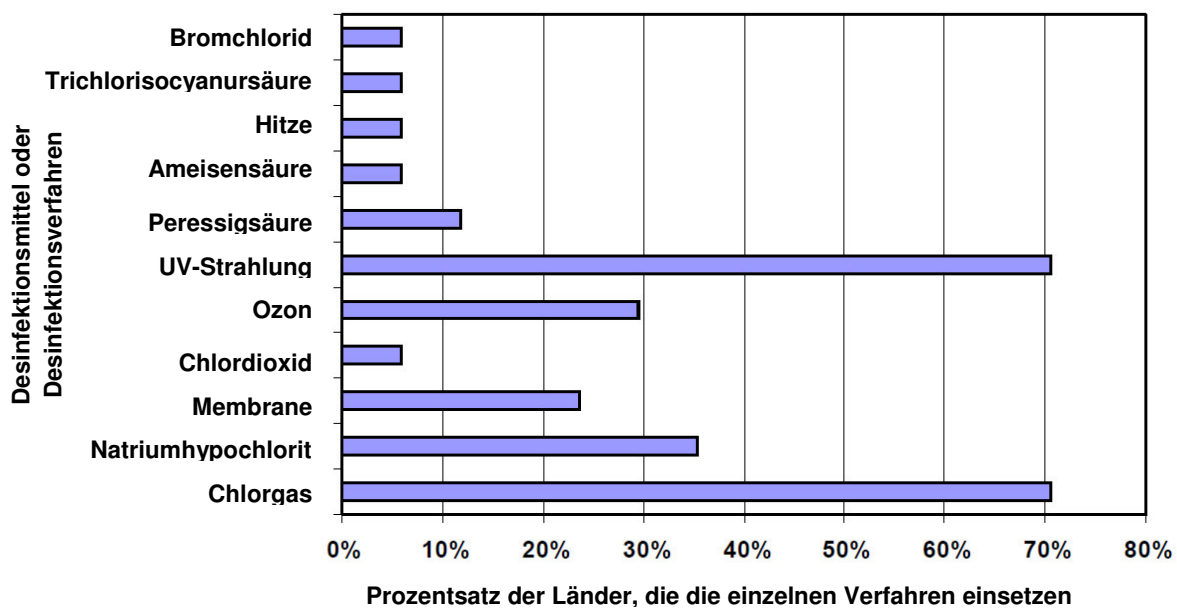


Abbildung 5: Desinfektionsmittel oder Desinfektionsverfahren, die in verschiedenen Ländern zur Desinfektion von behandeltem Abwasser eingesetzt werden¹³ (Jacangelo und Trussell, 2002)

Eine Erhebung in den USA aus dem Jahr 2003 ergab, dass 75 % der kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen Chlor(-verbindungen), 21 % UV-Strahlung und 0,2 % Ozon zur Desinfektion von behandeltem Abwasser einsetzen (knapp 4 % der befragten Anlagenbetreiber gab an, kein Desinfektionsverfahren einzusetzen) (Leong et al., 2008). Im Folgenden werden, angefangen mit der Chlorung, die am häufigsten eingesetzten Desinfektionsverfahren näher erläutert.

¹³ Die Prozentzahlen addieren sich nicht zu 100 auf, weil zum Teil mehr als ein Desinfektionsmittel eingesetzt wurde.

2.2.2. Chlorung

Das Verfahren, das zur Desinfektion von behandeltem Abwasser weltweit am häufigsten eingesetzt wird, ist die Chlorung (Kobylinski und Bhandari, 2010). Zur Trinkwasserdesinfektion wird dieser Wirkstoff bereits seit mehr als 100 Jahren großtechnisch eingesetzt (Roeske, 2007). Im Jahr 1979 nutzten 95 % der befragten kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen der Vereinigten Staaten von Amerika Chlor zur Desinfektion von behandeltem Abwasser. Seitdem hat sich der Prozentsatz, vor allem aufgrund der Problematik der Desinfektionsnebenproduktbildung, der Entdeckung pathogener chlorresistenter Mikroorganismen und des wachsenden Bewusstseins der Sicherheitsgefahren, auf 75 % im Jahr 2003 verringert (Leong et al., 2008). Zur Desinfektion von behandeltem Abwasser steht Chlor zur Dosierung prinzipiell als Chlorgas, als flüssiges Natriumhypochlorit oder als festes Calciumhypochlorit zur Verfügung. Alle drei Formen der Chlordosierung führen in Verbindung mit Wasser zur Bildung der gleichen Wirksubstanz (Water Environment Federation, 2006). Innerhalb der letzten beiden Jahrzehnte hat sich der Anteil der Anlagen, die Chlorgas verwenden, zugunsten der Nutzung von Natriumhypochlorit, verringert. Außerdem wurde, durch technologische Weiterentwicklungen, die Anwendung der On-site-Produktion von Chlorverbindungen eine realisierbare Option (Leong et al., 2008).

Bei der Lösung von Chlor in Wasser, sowohl in Form von Chlorgas als auch als Natriumhypochlorit oder Calciumhypochlorit, bilden sich hypochlorige Säure (HClO) und Hypochlorit-Ionen (OCl^-) (LeChevallier und Au, 2004). Der wirksame Bestandteil zur Desinfektion ist die hypochlorige Säure, deren Anteil mit steigendem pH-Wert abnimmt, während dementsprechend der Anteil an Hypochlorit-Ionen zunimmt (Wricke et al., 2011). Ab einem pH-Wert von 8 überwiegt der Anteil der Hypochlorit-Ionen (siehe Abbildung 6). Die mikrozyde Wirkung des Hypochlorit-Ions beträgt nur noch ca. 1 bis 2 % derjenigen der unterchlorigen Säure. Dies ist dadurch bedingt, dass die undissoziierte Form (HOCl) wesentlich besser als das Hypochlorit-Ion die Zellmembran durchdringen und die Zellbestandteile oxidieren kann (Wilhelm, 2008).

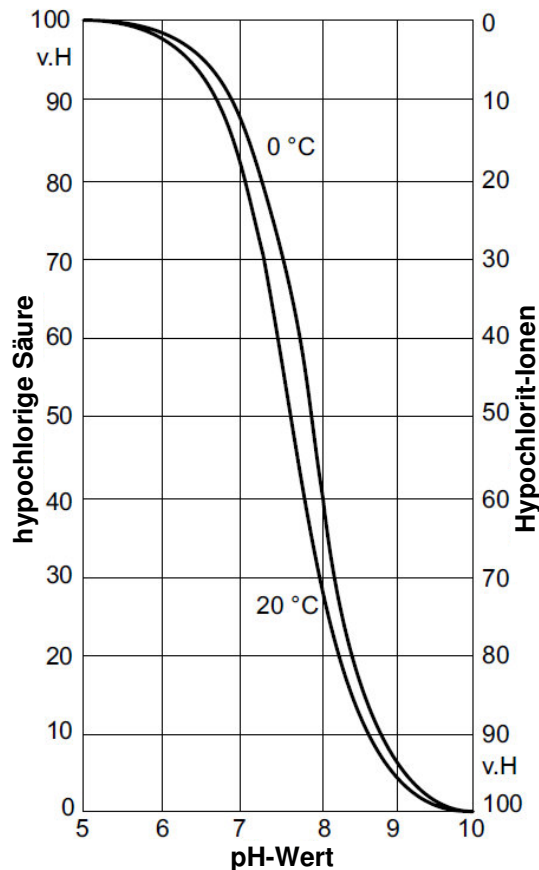


Abbildung 6: Anteile der hypochlorigen Säure bei verschiedenen pH-Werten (nach Wricke et al., 2011)

Chlor ist ein starkes Oxidationsmittel, welches mit einem breiten Spektrum von organischen und anorganischen Stoffen reagiert. Während Chlor die organischen Substanzen der Zellkomponenten und zum Teil auch der Zellwände der Mikroorganismen oxidiert, werden diese abgetötet bzw. inaktiviert (Shorney-Darby und Harms, 2010). Eine Studie von Cho et al. (2010) zur Untersuchung der Inaktivierungsmechanismen von freiem Chlor und weiteren Desinfektionsmitteln gegenüber *E. coli* ergab, dass Chlor in erster Linie innere Zellkomponenten angreift, ohne dabei die Zellwände signifikant zu beschädigen.

Zwischen den einzelnen pathogenen Mikroorganismen gibt es eine große Varianz, mit welcher Empfindlichkeit die jeweiligen Organismen auf eine Chlordesinfektion reagieren, bis hin zu chlorresistenten Mikroorganismen. Die bekanntesten chlorresistenten wasserassoziierten Krankheitserreger sind die Protozoen *Giardia* spp. und *Cryptosporidium* spp., welche auch gleichzeitig weltweit zu den wichtigsten Auslösern wasserassoziierter Durchfallerkrankungen bei Menschen und Tieren zählen (Castro-Hermida et al., 2008). Die zur Desinfektion von behandeltem Abwasser üblicherweise eingesetzte Chlordosis ist zur Abtötung dieser Mikroorganismen ineffektiv (Kobylinski und Bhandari,

2010). In Anhang 1 ist die Spannbreite der spezifischen Restkonzentration (C) an Chlor multipliziert mit der Kontaktzeit (t) dargestellt, die erforderlich sind um 99 % der aufgeführten Organismen unter Laborbedingungen in Reinwasser zu inaktivieren.

Neben den organischen Substanzen der Mikroorganismen, reagiert noch eine Vielzahl weiterer reduzierter Verbindungen mit Chlor. Diese Reaktionen laufen zum Teil wesentlich schneller ab als der Desinfektionsprozess und können, je nach Wasserzusammensetzung, zu einer sehr hohen Chlorzehrung und der Bildung von Desinfektionsnebenprodukten (DNP) führen. In ammoniumhaltigem Wasser reagiert die hypochlorige Säure unter Bildung von Chloraminen. Die Desinfektionswirkung von Chloraminen ist im Vergleich zum freien Chlor wesentlich geringer. Bei weiterer Chlorzugabe werden die Chloramine oxidiert und es ist freies Chlor im Wasser nachweisbar (Knickpunktchlorung, siehe Abbildung 7) (Roeske, 2007).

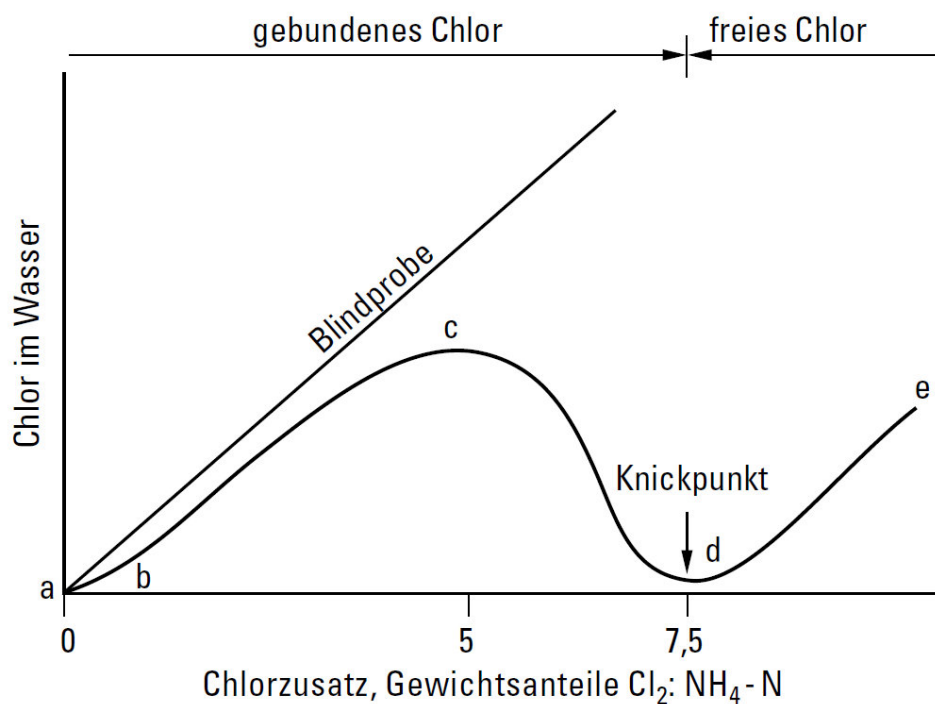


Abbildung 7: Entwicklung der Chlorkonzentration bei der Chlorung von Reinstwasser (Blindprobe) und ammoniumhaltigem Wasser. Bereich der Chloraminbildung (b bis c), Freisetzung von N_2 (c bis d) und Bereich des freien Chlors (d bis e) (Schmidt, 2010)

Eine weitere Folge der Chloraminbildung (oder auch der direkten Chloramin-dosierung) können die Entstehung stark gentoxischer und kanzerogener Nitrosamine wie N-Nitrosodimethylamine (NDMA) sein, wenn Chloramine mit stickstoffhaltigen Substanzen reagieren (Mitch et al., 2003). Die Kanzerogenität von Nitrosaminen ist verglichen mit der von THM und HAA deutlich höher

(Hrudey und Charrois, 2012). Seit der Entdeckung von hohen Nitrosaminkonzentrationen in Trinkwasser im Jahr 1998 in Kalifornien wird dem Eintragspfad von Nitrosaminen in Trinkwasserressourcen, durch mit Chloraminen behandeltem Abwasser, erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet (Sedlak und Kavanaugh, 2006). Neben der Reaktion von Chlor mit Ammonium können Reaktionen mit weiteren reduzierten anorganischen Wasserinhaltsstoffen wie Schwefelverbindungen, Nitrit, Eisen und Mangan stattfinden. Erst nach der Reaktion mit anorganischen Verbindungen findet die Reaktion von Chlor mit organischen Verbindungen statt. Hierbei kann es zur Bildung von chlororganischen DNP kommen, von denen einige im Verdacht stehen krebserregend zu sein (Kobylinski und Bhandari, 2010). Zu den am besten erforschten DNP zählen THM und HAA (Deborde und von Gunten, 2008), die für verschiedene Wassernutzungen international mit Grenzwerten belegt sind. Außer über das Verschlucken von Wasser können DNP auch durch Inhalation beim Duschen, Schwimmen oder bei der Gartenbewässerung in den menschlichen Körper gelangen (Villanueva et al., 2007). Mehr als 50 % der gesamten organischen Halogenverbindungen, die bei der Chlorung von Wasser entstehen können, sind bislang chemisch nicht identifiziert (Richardson et al., 2007). Als Summenparameter können adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) herangezogen werden, um diese Substanzen zu repräsentieren (Drewes und Jekel, 1998).

Transformationsprodukte, die bei der Chlorung von Wasser mit anthropogenen Spurenstoffen entstehen können, sind erst seit einigen Jahren Gegenstand der Forschung. So wurde beispielsweise in Oberflächengewässern, in deren Oberlauf gechlortes Abwasser eingeleitet wurde, Dioxine als Folgeprodukt der chlorierten Derivate von Triclosan, einem weit verbreiteten antimikrobiellen Wirkstoff, gefunden (Buth et al., 2010). Andere Substanzen hingegen, die in Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen enthalten sind und von denen eine potentielle Gefährdung aquatischer Ökosysteme ausgehen kann, wie beispielsweise Antibiotika und Betablocker, können durch die Chlordesinfektion in weniger reaktive Produkte transformiert werden (Deborde und von Gunten, 2008).

Vorteilhaft bei der Chlorung sind der hohe Wissensstand hinsichtlich seiner Wirkmechanismen, Betriebsparameter und Messtechnik, die nachgewiesene gute Wirksamkeit zur Abtötung bzw. Inaktivierung vieler bekannter Krankheitserreger, die einfache und kostengünstige Anwendung und die sogenannte Depotwirkung. Erfolgt eine Chlordosierung, die höher ist als die Chlorzehrung des Wassers, verbleibt eine Restdesinfektionswirkung, die im Speicher und im Verteilungsnetz das Wasser vor einer Wiederverkeimung oder Verkeimung

durch neue Kontaminationen schützen kann. Wird der mit Chlor desinfizierte Ablauf jedoch in ein Gewässer eingeleitet oder zur Bewässerung verwendet, kann eine vorherige Entchlorung aufgrund der Toxizität des Restchlors notwendig sein. Die erforderliche Anlagentechnik für die Entchlorung sowie für sicherheitstechnische Einrichtungen kann die Kapital- und Betriebskosten für Chlordesinfektionsanlagen deutlich erhöhen (Jacangelo und Trussell, 2002).

Neben den bereits beschriebenen nachteiligen Aspekten, die mit einer Chlordesinfektion verbunden sind (Desinfektionsnebenproduktbildung, Toxizität des Chlors, Unwirksamkeit gegenüber chlorresistenten Organismen, pH-Abhängigkeit), bewirkt die Abwasserchlorung auch eine Erhöhung des Salzgehaltes und eine Erhöhung der Korrosivität des behandelten Wassers (Asano et al., 2007). In Deutschland besteht laut DWA (2013) allgemein ein Konsens, dass eine Desinfektion mit Chlor in Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen wegen der Bildung unerwünschter Folgeprodukte abzulehnen ist.

Die Desinfektion von behandeltem Abwasser mit Hilfe der On-site-Chlorelektrolyse verfügt über die beschriebenen Vor- und Nachteile der Chlorung, ohne jedoch ein Sicherheitsrisiko für Transport und Lagerung von Chemikalien zu besitzen. In der industriellen Chlorproduktion wird das Chlorelektrolyseverfahren seit über 100 Jahren angewendet, wohingegen dieses Verfahren zur Wasserdesinfektion erst seit ca. 30 Jahren eingesetzt wird (Roeske, 2007). Elektrochemische Desinfektionsverfahren können in zwei Kategorien eingeteilt werden (Kerwick et al., 2005). Entweder wird direkt die vorhandene Salzmatrix des zu behandelnden Wassers zur Erzeugung der Desinfektionsmittel genutzt oder sie werden vor Ort aus einer definierten Solelösung hergestellt, beispielsweise mit Hilfe des Membranverfahrens (Abbildung 8), und dem zu behandelnden Wasser zudosiert.

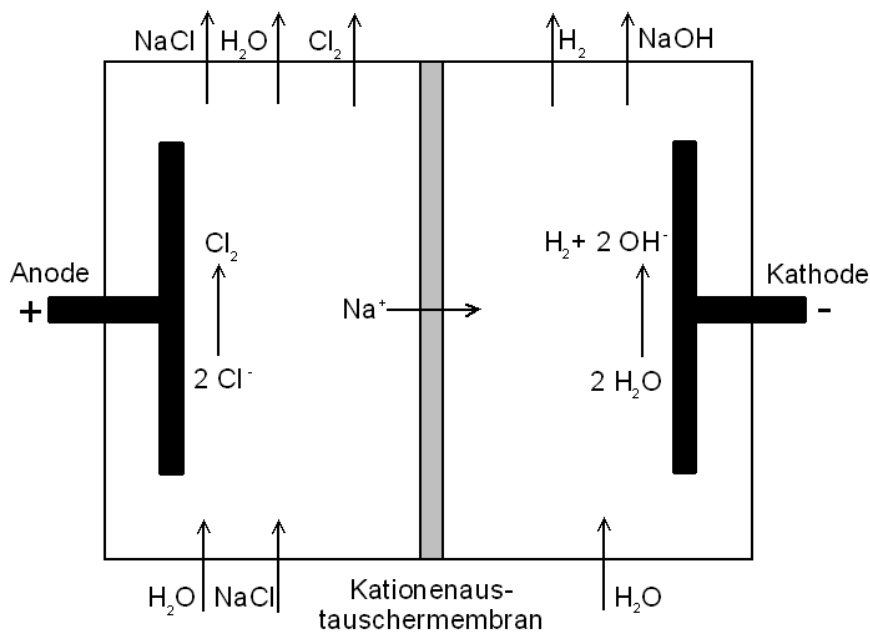


Abbildung 8: Funktionsprinzip der Membranzelle eines Chlorelektrolysereaktors

Son et al. (2004) konnten eine höhere Desinfektionseffektivität von elektrochemisch generierten Oxidantien, verglichen mit freiem Chlor, gegenüber *E. coli* und Sporen von *Bacillus subtilis* in Wasser mit pH-Werten von 8,2 nachweisen. Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, dass bei diesem Verfahren neben dem freien Chlor noch weitere elektrochemisch generierte Oxidantien (ECO - electrochemical oxidants) am Desinfektionsprozess beteiligt sein könnten (Jeong et al., 2007). Die genaue Zusammensetzung dieser instabilen Zwischenprodukte ist analytisch bislang kaum erfassbar (Son et al., 2005). Den sogenannten reaktiven Sauerstoffspezies, wie beispielsweise Hydroxylradikale, Ozon und Wasserstoffperoxid, wird dabei eine besondere Bedeutung zugewiesen (Haaken et al., 2010). Bedingt durch ihre hohe Reaktivität existieren Hydroxylradikale meist nur sehr kurze Zeit (<1 Sekunde) und spielen daher eher bei der In-situ-Elektrolyse (das zu behandelnde Wasser wird direkt durch den Elektrolysereaktor geleitet) als bei der oben beschriebenen (Abbildung 8) Art der Anwendung eine Rolle (Jeong et al., 2007). Schmalz et al. (2009) untersuchten bei der In-situ-Elektrolyse mit verschiedenen Modellwässern die Desinfektionswirkung der elektrochemisch generierten Oxidantien und konnten neben den Chlorverbindungen lediglich eine geringe Desinfektionswirkung von Hydroxylradikalen nachweisen. Schmalz et al. (2009) schlussfolgerten für die elektrochemische Desinfektion von behandeltem Abwasser, ähnlich wie Kraft et al. (1999) und Kerwick et al. (2005) für die elektrochemische Desinfektion von Trinkwasser, dass hauptsächlich die elektrochemisch generierten Chlorverbindungen an der mikrobiellen Inaktivierung beteiligt sind.

2.2.3. Chlordioxiddosierung

Chlordioxid (ClO_2) ist ein effektives Desinfektionsmittel, welches besonders seit der Regulierung der THM-Konzentrationen in behandeltem Wasser in den 1970er Jahren an Popularität gewonnen und vor allem in Europa in vielen Wasserversorgungsanlagen die Chlordesinfektion ersetzt hat (in den USA setzte man für die Vermeidung von THM vermehrt das Chloramin-Verfahren ein) (Roeske, 2007). ClO_2 ist als Gas und in flüssiger Form in hohen Konzentrationen nicht stabil. Gasförmiges ClO_2 zersetzt sich ab einer Konzentration von 10 Vol. % explosionsartig in Chlor und Sauerstoff. Mit einer kritischen Chlordioxidkonzentration muss beispielsweise im Gasraum über einer wässrigen Chlordioxidlösung mit einer Konzentration von mehr als 8 g/L ClO_2 gerechnet werden (Hoehn et al., 2010). Aufgrund dieser Eigenschaften wird ClO_2 in aller Regel in Form von wässrigen Lösungen vor Ort hergestellt. Die beiden wesentlichen Prozesse, die zur Chlordioxidproduktion verwendet werden, sind die Reaktion von Natriumchlorit (NaClO_2) mit Chlorgas und die Reaktion von NaClO_2 mit Salzsäure (HCl) (Roeske, 2007). Die Desinfektionsmechanismen von ClO_2 beruhen auf spezifischen Oxidationsreaktionen, die noch nicht vollständig erforscht sind (Leong et al., 2008). ClO_2 besitzt ein ungepaartes Elektron und zählt damit zu den freien Radikalen (Huber et al., 2005). Aufgrund seines hohen Oxidationspotentials wird gefolgert, dass zu den Desinfektionsmechanismen von ClO_2 die Inaktivierung kritischer Enzymsysteme oder die Störung der Proteinsynthese der Mikroorganismen zählen (Tchobanoglous et al., 2003). Anhand von *E. coli* konnte gezeigt werden, dass Chlordioxid sowohl die Zellwände als auch innere Zellkomponenten angreift (Cho et al., 2010). Die Desinfektionswirkung von ClO_2 gegenüber Bakterien ist gleichwertig bzw., aufgrund der schnelleren Inaktivierungsrate, besser als die von freiem Chlor (Junli et al., 1997a). Gegenüber Viren und bestimmten Protozoen ist ClO_2 ein effektiveres Desinfektionsmittel als Chlor (Junli et al., 1997b, Asano et al., 2007, Hoehn et al., 2010). In Anhang 1 ist die Spannbreite der spezifischen Restkonzentration (C) an Chlordioxid multipliziert mit der Kontaktzeit (t) dargestellt, die notwendig sind um 99 % der aufgeführten Organismen in Reinwasser unter Laborbedingungen zu inaktivieren.

Unter optimalen Produktionsbedingungen werden durch die Chlordioxiddosierung keine THM und nur geringe Mengen HAA gebildet (Richardson et al., 2007, Hoehn et al., 2010). Im Gegensatz zu Chlorgas hydrolysiert ClO_2 nicht in Wasser; seine Löslichkeit ist rund zehnmal höher als die von Chlorgas (USEPA, 1999). Die beiden wichtigsten DNP bei der Chlordioxiddosierung sind Chlorite und Chlorate, die beide potentiell toxisch sind. Organische Wasserinhaltsstoffe

werden in Gegenwart von ClO_2 schnell oxidiert. Hierbei wird ClO_2 größtenteils in Chlorit und in einem geringeren Maße zu Chlorat umgewandelt (Gates, 1998, in: Clarke und Bettin, 2006). Je nach Abwasserzusammensetzung werden 70 bis 80 % des eingesetzten ClO_2 bei der Desinfektion von behandeltem Abwasser zu Chlorit umgewandelt (Leong et al., 2008). Chlorit kann sowohl durch die Reduktion von ClO_2 , als auch bei der Produktion von ClO_2 entstehen (Tchobanoglous et al., 2003). Bei der Einleitung von mit ClO_2 behandeltem Abwasser in Oberflächengewässer stellt Chlorit keine Gefahr dar, weil hier die Chlorit-Ionen zu ungefährlichen Chlorid-Ionen reduziert werden (Schmidt, 2010). Untersuchungen von Swietlik et al. (2004) kamen zu dem Ergebnis, dass bei der Chlordioxid dosierung hochmolekulare organische Wasserinhaltsstoffe in niedermolekulare umgewandelt werden, was dazu führt, dass diese Stoffe leichter biologisch abbaubar sind und damit das Wiederverkeimungspotential des behandelten Wassers erhöhen.

Die Vorteile der Anwendung der Chlordioxid desinfektion liegen in der nachgewiesenen effektiven und schnellen Desinfektionswirkung gegenüber einem breiten Spektrum an Bakterien und der sehr guten Wirksamkeit zur Abtötung bzw. Inaktivierung von Viren, (Oo-)zysten von *Cryptosporidium spp.* und *Giardia spp.* (Junli et al., 1997b). Außerdem reagiert es nicht mit organischen Substanzen unter Bildung von THM und HAA und generiert weniger sonstige organische halogenierte Nebenprodukte als Chlor. ClO_2 geht mit Ammonium oder Aminoverbindungen keine Reaktion ein (Thurston-Enriquez et al., 2005). Durch die Dosierung von ClO_2 kann störender Geruch, der durch Algen oder Phenole verursacht wurde, beseitigt werden. Des Weiteren ist ClO_2 im Wasser sehr beständig. Nach abgeschlossener Zehrung lässt sich ein Überschuss über längere Zeit aufrechterhalten. ClO_2 ist relativ einfach vor Ort herzustellen und seine Desinfektionswirkung ist nicht durch den pH-Wert des Wassers beeinflusst (USEPA, 1999). Die Reaktivität von ClO_2 zur Oxidation anthropogener Spurenstoffe liegt zwischen der von Ozon und der von freiem Chlor (Snyder et al., 2007). Verglichen mit Ozon, reagiert es langsamer und mit weniger Substanzen. Die Ergebnisse einer Studie, bei der die Wirkung von ClO_2 auf neun ausgewählte pharmazeutische Spurenstoffe untersucht wurde zeigen dass die Chlordioxid dosierung eine effiziente Methode zur Oxidation von Östrogenen sowie Antibiotika aus den Gruppen der Sulfonamide und Makrolide ist (Huber et al., 2005).

Nachteilig bei der Desinfektion von behandeltem Abwasser mit ClO_2 ist, dass ClO_2 als Gas explosiv ist und deshalb nur in wässriger Lösung in niedrigen Konzentrationen vor Ort produziert werden kann (Schmidt, 2010). Der Produktionsprozess und die dazu notwendigen Chemikalien sind relativ bedienungs-

und kostenaufwändig. Außerdem stellen der Transport, die Lagerung und der Umgang mit Natriumchlorit für die Chlordioxidproduktion ein Sicherheitsrisiko dar. Weiterhin werden spezifische DNP gebildet, die zu einem großen Teil noch nicht erforscht sind und die toxisch wirken können (Leong et al., 2008). Die Dosierung von ClO_2 erhöht außerdem die Korrosivität des behandelten Wassers.

2.2.4. Ozonung

Ozon wird bereits seit mehr als einem Jahrhundert in der Wasseraufbereitung zur Desinfektion und zur Oxidation (z. B. zur Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen, Entfärbung, Elimination anthropogener Spurenstoffe) eingesetzt (USEPA, 1999). Es ist eines der stärksten Oxidations- und Desinfektionsmittel, das in der Wasser- und Abwasserbehandlung angewendet wird (Burns, 2010). Die Verbreitung von Ozonungsanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser ist noch gering, so ergab eine US-amerikanische Umfrage, dass lediglich 0,2 % der befragten kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen Ozon als Desinfektionsmittel einsetzen. Seit einigen Jahren wird dieser Technologie, aufgrund der zusätzlich erreichbaren Reinigungsziele wie der Entfernung anthropogener Spurenstoffe, Entfärbung und Desodorierung, jedoch ein steigendes Interesse entgegengebracht (Gottschalk et al., 2010).

Ozon ist im Wasser nicht stabil und zerfällt unter Bildung von OH-Radikalen, welches die stärksten Oxidantien in Wasser sind (von Gunten, 2003). Das Verhalten von Ozon in reinem Wasser sowie in Anwesenheit einzelner definierter Substanzen wurde ausführlich in grundlegenden Untersuchungen von Staehelin und Hoigné (1985) beschrieben. Beim Eintrag von Ozon in Wasser kommt es einerseits zur direkten Reaktion von Ozon mit den Wasserinhaltsstoffen; diese Reaktion verläuft sehr selektiv. Andererseits kommt es zur indirekten Reaktion der OH-Radikale mit den Wasserinhaltsstoffen; diese werden ständig neu gebildet und reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedensten Substanzen. Welche Rolle der jeweilige Reaktionsweg spielt, hängt unter anderem von der Ozondosis, den radikalfangenden Eigenschaften der Abwassermatrix sowie dem pH-Wert ab (Sievers, 2011). Die angegriffenen organischen Stoffe werden in der Regel nicht vollständig mineralisiert, sondern lediglich in vorwiegend unbekannte Oxidationsprodukte umgewandelt (Lee und von Gunten, 2012). Während beim Desinfektionsprozess das Ozon die dominierende Rolle spielt, findet die unspezifische Oxidation sowohl durch Ozon als auch durch die OH-Radikale statt (Abegglen et al., 2009).

Die Inaktivierungsmechanismen von Ozon umfassen die Oxidation von Komponenten der Zellmembran, die Störung der Enzymaktivität und die Beschädigung der Nukleinsäuren sowie der Proteinhüllen (USEPA, 1999). Anhand von *E. coli* konnte gezeigt werden, dass Ozon, als starkes Oxidationsmittel, zuerst Komponenten der Zellwände beschädigt, bevor innere Zellkomponenten angegriffen werden (Cho et al., 2010). Generell gilt Ozon als wirksames Desinfektionsmittel gegenüber einem breiten Spektrum an Mikroorganismen. (Oo-)zysten von Protozoen, speziell die von *Giardia spp.* und *Cryptosporidium spp.*, sowie bakterielle Sporen sind resistenter gegenüber Ozon als Bakterien und Viren (Paraskeva and Graham, 2002). Die relative Empfindlichkeit von Mikroorganismen folgt grob folgender Reihenfolge (mit absteigender Empfindlichkeit): Bakterien, Viren, Protozoen (Gottschalk et al., 2010). In Anhang 1 ist die Spannbreite der spezifischen Restkonzentration (C) an Ozon multipliziert mit der Kontaktzeit (t) dargestellt, die notwendig sind um 99 % der aufgeführten Organismen in Reinwasser zu inaktivieren.

Ozon ist als unstabiles Gas in allen Aggregatzuständen explosiv und wird in der Wasseraufbereitung und in der Abwasserbehandlung in der Regel direkt vor Ort aus Luftsauerstoff oder reinem Sauerstoff durch das Verfahren der Koronaentladung (auch „stille elektrische Entladung“ genannt) hergestellt. Die elektrische Entladung erfolgt in einem Gasraum zwischen zwei Elektroden, die durch ein Dielektrikum getrennt sind. An diese Elektroden wird Wechselstrom angelegt. Im Gasraum kommt es beim Durchleiten des sauerstoffhaltigen Gases zur Entladung und dadurch zur Ozonbildung (DVGW, 1999a). Nur ein geringer Anteil der eingespeisten Energie wird hierbei direkt zur Ozoneerzeugung verwendet; der größte Teil wird in Wärme umgewandelt und muss abgeführt werden, da die Ozonausbeute mit steigender Temperatur geringer wird (Schradder, 2007). Die technologische Weiterentwicklung der Ozongeneratoren hat den Energie- und Sauerstoffverbrauch des Herstellungsprozesses deutlich verringert. Heute können im Vergleich zu vor 25 Jahren mit der gleichen Menge an elektrischer Energie Ozonkonzentrationen von 12 % Massenanteil im Gasgemisch anstatt von 1 % erreicht werden (Leong et al., 2008).

Eine Vielzahl organischer und anorganischer DNP können bei der Reaktion von Ozon und OH-Radikalen mit organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffen entstehen (von Gunten, 2003). Durch die Ozonung werden die Wasserinhaltsstoffe in der Regel nicht vollständig mineralisiert, sondern zu meist unbekannten Zwischenprodukten transformiert (Shang et al., 2006, Stalter et al., 2009). Befinden sich Bromid-Ionen im Wasser, werden diese durch komplexe chemische Prozesse zu Bromat oxidiert, welches im Verdacht steht krebserzeugend für den Menschen sowie gentoxisch zu sein (von Gunten und

Hoigné, 1994, Chrobok, 2003, Richardson et al., 2007) und deshalb in der Regel mit Grenzwerten belegt ist. Von Gunten et al. (2010) berichten von einer möglichen Bildung von NDMA (kanzerogen) bei der Ozonanwendung bei Anwesenheit spezifischer Vorläuferprodukte im zu behandelnden Wasser. Als weitere Desinfektionsnebenprodukte konnten unter anderem aliphatische Carbonsäuren, Ketone, Aldehyde und aromatische Säuren identifiziert werden (Chrobok, 2003). Die gebildeten organischen Nebenprodukte bei der Ozonung sind generell wesentlich leichter biologisch abbaubar als ihre Ausgangsstoffe (Graham, 2000). Als Folge der Abwasserozonung kann eine Veränderung der Molekülgrößenverteilung beobachtet werden, wobei eine Strukturumwandlung der organischen Matrix hin zu kleineren, polareren und weniger aromatischen Verbindungen stattfindet (Bahr et al., 2007). Anorganische Abwasserinhaltsstoffe können mit Ozon viel schneller reagieren als organische Substanzen (Gottschalk, 2010). Reduziert vorliegende anorganische Verbindungen wie Eisen (Fe^{2+}), Mangan (Mn^{2+}), Schwefel (S^{2-}) und Stickstoffdioxid (NO_2^-) werden durch Ozon relativ schnell, Ammonium hingegen wird relativ langsam oxidiert (Schumacher, 2006). Die Ozonzehrung eines Wassers kann je nach seinen Inhaltsstoffen unterschiedlich hoch sein. Dadurch verringert sich die für den Desinfektionsprozess zur Verfügung stehende Ozonmenge entsprechend.

Die Vorteile der Ozonung liegen in erster Linie in der guten und schnellen Desinfektionswirkung gegenüber einem breiten Spektrum an Mikroorganismen (Leong et al., 2008). Die Desinfektionswirkung ist kaum durch den pH-Wert beeinflusst. Außerdem werden durch die Ozonherstellung vor Ort die Sicherheitsrisiken von Transport, Lagerung und Handhabung gefährlicher Stoffe vermieden (Tchobanoglous et al., 2003). Die Ozonung erhöht den Sauerstoffgehalt des behandelten Wassers (USEPA, 1999). Des Weiteren kann durch die Ozonung die Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen, die Entfärbung, die Oxidation von Eisen, Mangan und Sulfid sowie die Elimination anthropogener Spurenstoffe erzielt werden. Letzteres wird als zukünftiges Reinigungsziel kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen aktuell vermehrt diskutiert und vor allem in der Schweiz, für einige Anlagen auch in Deutschland, bereits umgesetzt. Mit der Weiterentwicklung der analytischen Messmethoden werden fortlaufend Stoffe neu entdeckt und in den Gewässern nachgewiesen. Hierbei sind in den vergangenen Jahren besonders die anthropogenen Spurenstoffe (Arzneimittel, Industriechemikalien etc.) ins Zentrum der Aufmerksamkeit gelangt. Weltweit sind derzeit etwa 55 Millionen chemischen Substanzen registriert, hinzu kommen Abbauprodukte, die aus diesen Substanzen entstehen können und noch nicht erfasst sind. Bereits in niedrigen Konzentrationen können anthropogene Spurenstoffe und deren Metabolite negative Auswirkun-

gen auf den Menschen und auf Wasserorganismen haben. Viele dieser „neuen Stoffe“ sind bislang nicht ausreichend untersucht und es liegen keine umfangreichen Daten für eine toxikologische Bewertung und Risikoeinschätzung vor (Hüttl und Bens, 2012). Zahlreiche Studien haben die Wirksamkeit von Ozon zur Verringerung der Konzentration vieler anthropogener Spurenstoffe beschrieben und nachgewiesen (Schumacher, 2006, Joss et al., 2006, Ternes et al., 2006, Bahr et al., 2007, LANUV, 2007, Abegglen et al., 2009, Lee und von Gunten 2012). Bisher nicht abschließend geklärt sind das Umweltverhalten und die Toxizität gebildeter Transformationsprodukte (Miehe, 2011).

Nachteilig bei der Ozondesinfektion ist die Bildung zahlreicher DNP, von denen viele noch nicht eingehend erforscht sind und einige potentiell gesundheitsgefährdend sind. Weiterhin wird durch die Reaktion mit einem breiten Spektrum an Wasserinhaltsstoffen Ozon gezehrt, welches dann dem Desinfektionsprozess nicht mehr zur Verfügung steht. Bei der Abwasserozonung nimmt die Konzentration von biologisch verfügbarem Kohlenstoff zu; dadurch erhöht sich das Wiederverkeimungspotential des behandelten Wassers (Graham, 2000). Der Betrieb von Ozonungsanlagen ist relativ kosten- und energieintensiv und komplex; erfahrenes Betriebspersonal muss den Prozess überwachen und steuern (Leong et al., 2008). Außerdem wirkt Ozon korrosiv, ist krebserzeugend und erbgutverändernd, sodass es aus der Abluft entfernt werden muss. Durch die Ozonung wird keine Depotwirkung erzielt (USEPA, 1999).

2.2.5. UV-Bestrahlung

Die desinfizierende Wirkung von UV-Strahlung ist bereits seit Ende des 19. Jahrhunderts bekannt und die erste UV-Lampe zur Wasserdesinfektion wurde zu Beginn des 20. Jahrhunderts in Betrieb genommen. Doch erst technologische Fortschritte im Laufe des 20. Jahrhundert machten die UV-Bestrahlung zu einer praktikablen Wasserdesinfektionsmethode (Roeske, 2007). Vor allem die Entdeckung der guten Desinfektionswirkung von UV-Strahlen gegenüber den Oozysten des chlorresistenten Krankheitserregers *Cryptosporidium* spp. verhalf dieser Desinfektionsmethode zum Durchbruch (Clancy et al., 1998, in: Hijnen et al., 2006). Weiterhin haben auch die Etablierung von Validierungstests und die Zertifizierungen von kommerziell erhältlichen UV-Lampen zur vermehrten Anwendung der UV-Bestrahlung vor allem bei der Trinkwasserdesinfektion beigetragen (Cabaj et al., 2012). Der Einsatz von UV-Strahlung zur Desinfektion von behandeltem Abwasser gewann in Europa in den letzten Jahren insbesondere im Zusammenhang mit der Einhaltung mikrobiologischer Grenzwerte für Badegewässer stark an Bedeutung.

UV-Strahlung ist eine Form elektromagnetischer Strahlung, deren Wellenlänge sich zwischen 100 und 380 nm bewegt. Zwischen 100 und 380 nm ist die UV-Strahlung in die drei Bereiche UV-A (315-380 nm), UV-B (280-315 nm) und UV-C (100-280 nm) unterteilt (siehe Abbildung 9) (Kowalski, 2009). Zwischen 200 und 290 nm reagieren die Mikroorganismen am empfindlichsten auf die UV-Bestrahlung (Cabaj et al., 2002).

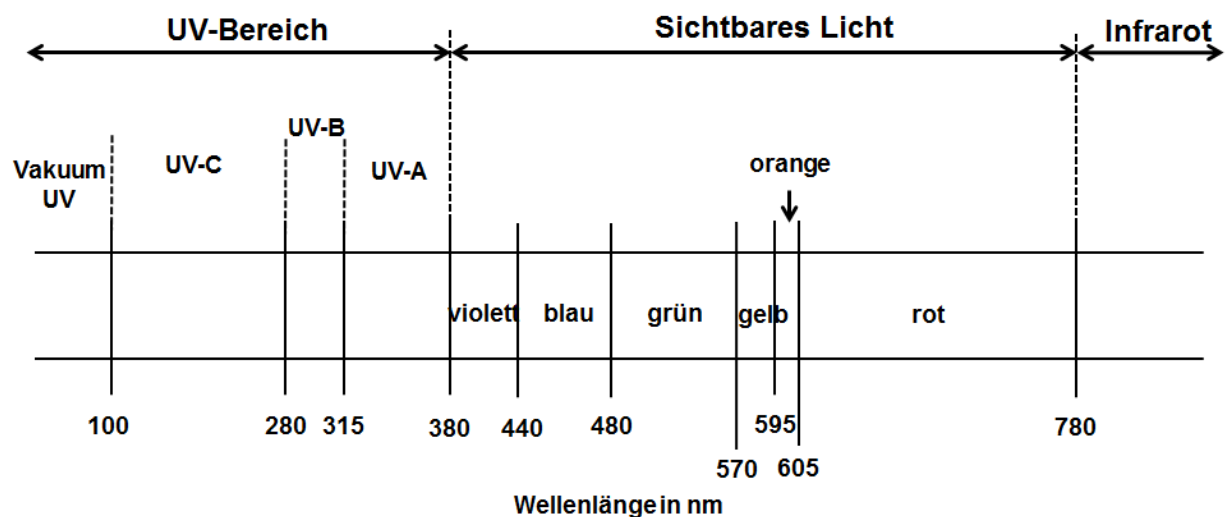


Abbildung 9: Teil des elektromagnetischen Spektrums (nach Rott und Schöler, 2001)

Die Desinfektionswirkung beruht auf der Absorption der UV-Strahlung durch Nukleinsäuren und weiteren Zellkomponenten der Mikroorganismen, wodurch photochemische Reaktionen ausgelöst werden, die diese essentiellen Zellkomponenten verändern (USEPA, 1999). Die photochemischen Reaktionen bewirken bei benachbarten Thyminbasen in Nukleinsäuren die Bildung von Doppelbindungen (Dimeren), wodurch die Replikation gestört wird. Der Wellenlängenbereich, bei welchem eine maximale Absorption stattfindet, liegt für Nukleinsäuren (DNS und RNS) im Bereich von 260 nm (Knieling, 2005). Vergleicht man die Wellenlängenabhängigkeiten der Absorption der Strahlung durch die wichtigsten Bausteine der Nukleinsäuren (Adenine, Guanine, Thymin und Cytosine) und der Inaktivierungsrate von *E. coli* (siehe Abbildung 10 und Abbildung 11), fällt die Nähe der Maxima der Kurven zueinander auf.

DNS und RNS sind Träger der für die Reproduktion notwendigen Informationen; daher führt eine Veränderung oder Beschädigung dieser Stoffe zu einem Verlust der Vermehrungsfähigkeit der Zellen, sofern ein Ausmaß erreicht wird, das die Reparaturfähigkeit der Zellen überfordert. Untersuchungen von Cho et al. (2010) zeigen, dass nach einer Inaktivierung von *E. coli* mittels UV₂₅₄-

Bestrahlung¹⁴ keine Beschädigungen der Zellwände unter dem Elektronenmikroskop sichtbar sind. Auch konnte nachgewiesen werden, dass die Permeabilität der Zellwände unbeeinflusst durch die UV-Bestrahlung bleibt.

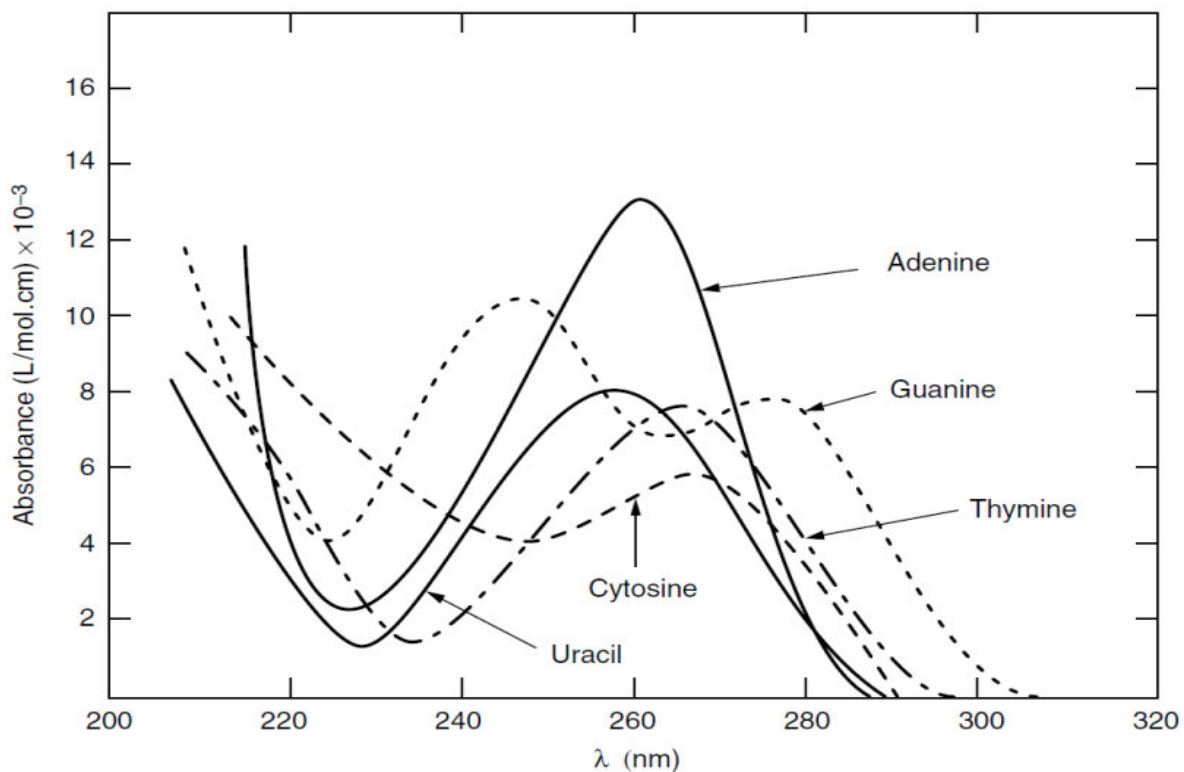


Abbildung 10: UV-Absorption der Nukleotide (nach Jagger, 1967, in: Masschelein und Rice, 2002)

UV-Bestrahlung ist allgemein ein wirksames Desinfektionsverfahren gegenüber einem weiten Spektrum wasserassoziierter Krankheitserreger (Hijnen et al., 2006). In Anhang 1 ist die Spannbreite der spezifischen UV-Bestrahlungsintensität (I) multipliziert mit der Bestrahlungsdauer (t) dargestellt, die notwendig sind um 99 % der aufgeführten Organismen in Reinwasser zu inaktivieren. Die Wasserdesinfektion mit UV-Strahlung ist, im Gegensatz zur chemischen Desinfektion, zur Inaktivierung von Cryptosporidien und Giardien sehr effektiv. Am resistantesten gegenüber der UV-Desinfektion sind Viren, gefolgt von sporenbildenden Bakterien (Koutchma et al., 2009). Zahlreiche Untersuchungen kamen zu dem Ergebnis, dass unter den Viren die Gruppe der Adenoviren die höchste Resistenz gegenüber UV-Desinfektion mittels Niederdruckstrahlern aufweisen (Meng und Gerba, 1996, Thurston-Enriquez et al., 2003, Nwachuku et al., 2005, Linden et al., 2007, Eischeid et al., 2009). Eine

¹⁴ Wenn nicht anders vermerkt, handelt es sich im Folgenden bei der Schreibweise ‚UV-Bestrahlung‘ immer um die Bestrahlung mit Niederdruckstrahlern. Auf den Index 254 als Hinweis auf die Wellenlänge der Strahlung wird im Weiteren verzichtet. Gleiches gilt für ‚UV-Dosis‘ und ‚UV-Desinfektion‘.

übersichtliche Literaturstudie und Datengrundlage zur Wirksamkeit der UV-Desinfektion gegenüber Bakterien, Viren und Protozoen findet sich in Hijnen et al. (2006).

Die Erzeugung von UV-Strahlung zur Wasserdesinfektion erfolgt üblicherweise mit Quecksilberdampf (Hg)-Strahlern. Unterschieden werden hierbei Niederdruck- und Mitteldruckstrahler. Letztere emittieren polychromatische UV-Strahlung im desinfektionsrelevanten Spektralkbereich von 200-300 nm, wobei nicht nur der Angriff auf die Nukleinsäuren von Mikroorganismen zur Inaktivierung beiträgt, sondern auch eine Veränderung der Proteine eine Rolle spielen könnte (Masschelein und Rice, 2002, Eischeid, 2009). Quecksilberniederdruckstrahler emittieren monochromatische UV-Strahlung bei einer Wellenlänge von 254 nm (siehe Abbildung 11). Eine Weiterentwicklung stellen die Hochleistungs-Niederdruckstrahler dar, die mit Amalgam dotiert sind, welches den Quecksilberdampfdruck verringert (Asano et al., 2007). Dadurch ist es möglich, mehr Leistung pro Länge verglichen mit einem normalen Niederdruckstrahler zu erzeugen. Weiterhin wird aktuell am Einsatz von ultravioletten Leuchtdioden (UV-LEDs) geforscht, die eine wesentlich höhere Energieeffizienz als vergleichbare Methoden der UV-Desinfektion aufweisen (Kneissl et al., 2010).

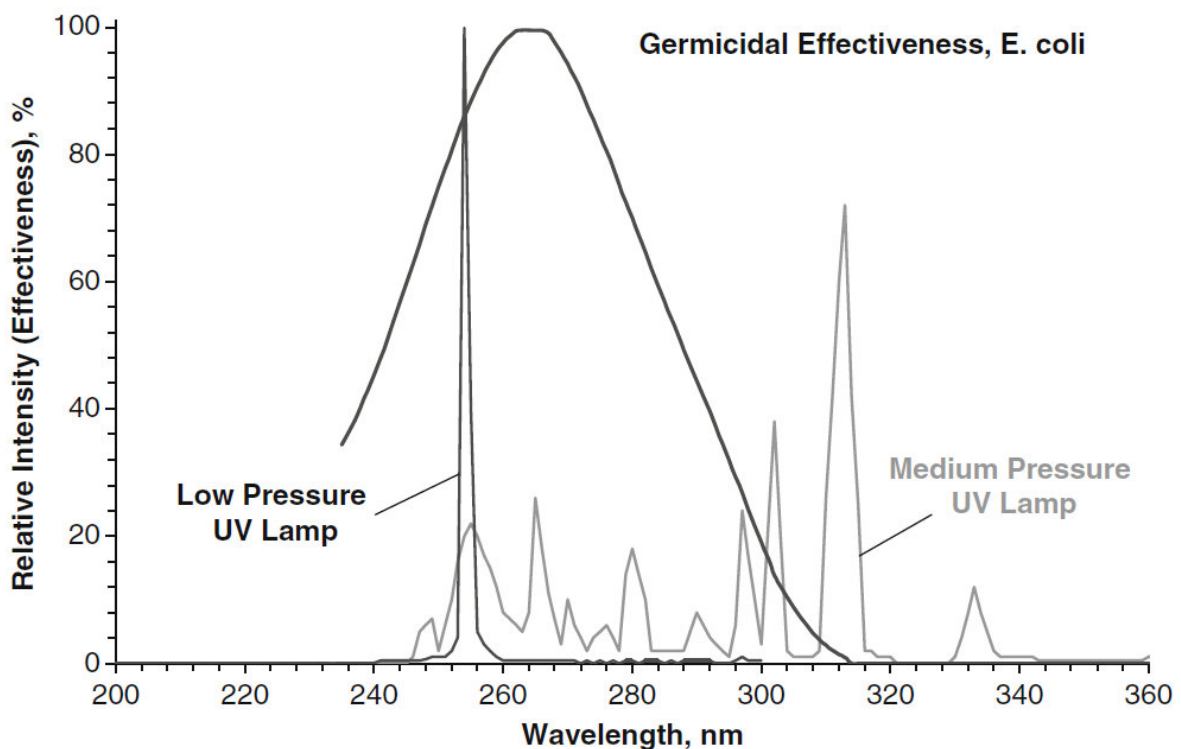


Abbildung 11: Inaktivierung von *E. coli*, verglichen mit dem emittierten Wellenlängenspektrum von Mittel- und Niederdruckstrahlern (Kowalski, 2009)

Die Fluenz der UV-Bestrahlung (im Weiteren verallgemeinernd als Dosis bezeichnet) wird in J/m^2 (international häufig auch in mJ/cm^2) gemessen und ist das Produkt aus der Bestrahlungsstärke [W/m^2 oder mW/cm^2] und der Dauer des Bestrahlungsvorganges [s] (DVGW, 2006a). Die exakte Bestimmung der Bestrahlung (im Folgenden als Bestrahlungsdosis bezeichnet) während des Betriebs ist nicht möglich. Während der UV-Bestrahlung in einem Durchflussreaktor wirken sich zahlreiche Faktoren in einer komplexen Kombination auf die Bestrahlungsdosis aus: die Strahlungsintensität der Lampen, die UV-Transmission des Wassers und ganz besonders die hydraulischen Eigenschaften der UV-Anlage. Um letztere genauer abzubilden und zu modellieren, stellt beispielsweise die numerische Simulation mittels Computational Fluid Dynamics (CFD) ein hilfreiches Werkzeug dar. Die Verifikation dieser Ergebnisse mittels Biodosimetrie ist dennoch unerlässlich (Cabaj et al., 2012). Bei nach DVGW (2006a) typgeprüften, zertifizierten UV-Desinfektionsanlagen wird eine mikrobiologische Verifizierung einer bestimmten Bestrahlungsdosis durchgeführt. Bei diesem Verfahren der Biodosimetrie werden Testkeime mit einer zuvor bestimmten UV-Empfindlichkeit durch die zu prüfende Anlage geschickt. Durch Auszählung der Keime vor und nach der Anlage kann die genaue Dosis bestimmt werden (Weibler, 2005). Außerdem ist ein standardisierter UV-Sensor, der kontinuierlich die UV-Bestrahlung im Reaktor misst, erforderlich. Daneben sollten weitere Betriebsparameter wie der Durchfluss und die UV-Transmission des Wassers überwacht werden (Cabaj et al., 2012).

Neben der nachgewiesenen allgemeinen guten Desinfektionswirkung liegen die Vorteile der UV-Desinfektion darin, dass nur kurze Reaktionszeiten und daher keine großen Reaktionsbehälter notwendig sind (Sommer, 2006). Außerdem entstehen bei der Verwendung der für die Desinfektion erforderlichen Bestrahlungsdosis und Wellenlängen keine nachweisbaren, die Wasserqualität beeinträchtigenden, photochemischen Reaktionsprodukte (Bernhardt, 1994). De Veer et al. (1994) konnten nach einer Bestrahlung von Wasser mit Nieder- und Mitteldruckstrahlern bei einer Bestrahlungsdosis von 2.500 J/m^2 keine Erhöhung der Mutagenität feststellen. Es verbleiben keine toxischen Restdesinfektionsmittel im behandelten Wasser und der Gehalt an gelösten Stoffen wird nicht erhöht (Tchobanoglous et al., 2003). Weiterhin ist, im Gegensatz zu den chemischen Desinfektionsverfahren, die UV-Desinfektionsleistung weder pH-Wert- noch temperaturabhängig und sehr gut wirksam gegenüber Dauerformen von Parasiten (z. B. Oocysten von *Cryptosporidium* spp.) (Sommer, 2006). Auch entfällt im Gegensatz zu den meisten chemischen Desinfektionsmitteln der Transport und die Lagerung von Gefahrstoffen (Leong et al., 2008). Die Konzentration anthropogener Spurenstoffe, die UV-Strahlung im Wellenlängenbe-

reich der natürlichen Sonnenstrahlung absorbieren, wie beispielsweise Diclofenac und Triclosan, kann durch mehrstündige Bestrahlung unter Sonnenlicht verringert werden. Deren Transformationsprodukte können unter Umständen jedoch eine höhere Toxizität gegenüber aquatischen Organismen aufweisen als die Ursprungsstoffe (Schmitt-Jansen et al., 2007). Mit der für die UV-Desinfektion mit Niederdruckstrahlern typischen Bestrahlungsdosis kann aber insgesamt nur eine geringfügige Verringerung der Konzentration anthropogener Spurenstoffe erreicht werden (Snyder et al., 2007). Eine Studie von Keen et al. (2012) stellte fest, dass beim Einsatz von Mitteldruck-UV-Strahlern zur Desinfektion von Abwasser mit einem Nitratgehalt von mindestens 5 mg/L die Konzentration anthropogener Spurenstoffe durch weitergehende Oxidationsprozesse verringert werden. Bei einer Erhöhung der Dosis erhöht sich auch der Effekt der Spurenstoffelimination. Gleichzeitig wurde jedoch von einem Anstieg der Toxizität des behandelten Wassers berichtet (Yuan et al., 2011).

Nachteilig bei der UV-Desinfektion ist, dass die Inaktivierung der Mikroorganismen nur am Ort der Strahlung erfolgt (Sommer, 2006) und somit kein Restdesinfektionsmittel im Wasser verbleibt. Neben der Gefahr der Wiederverkeimung können molekulare Reparaturmechanismen zu einem Anstieg der Mikroorganismenanzahl nach erfolgter Desinfektion führen (Hijnen et al., 2006, Jungfer, 2006). Sommer et al. (2000) untersuchten bei sieben verschiedenen pathogenen *E. coli*-Stämmen und bei einem nichtpathogenen Stamm die Fähigkeit der Dunkelreparatur und der Photoreaktivierung nach einer UV-Bestrahlung durch Niederdruckstrahler. Um eine Verringerung der Konzentration um 6 log-Stufen des pathogenen *E. coli*-Stammes O157:H7 sofort nach der Bestrahlung zu erreichen, genügte eine Dosis von 12 J/m²; wohingegen bis zu 300 J/m² erforderlich waren, wenn der Prozess der Photoreaktivierung berücksichtigt wurde (die Dunkelreparatur spielte keine wesentliche Rolle). Verschiedene Studien haben die Unterschiede in der Fähigkeit von *E. coli* zur Photoreaktivierung nach einer Bestrahlung durch Niederdruck- und Mitteldruckstrahler untersucht. Die Mehrzahl der Studien kamen zu dem Schluss, dass die Fähigkeit der Mikroorganismen zur Photoreaktivierung nach einer UV-Bestrahlung mit Mitteldruckstrahlern geringer ist als bei Anwendung von Niederdruckstrahlern (Oguma et al., 2002, Zimmer und Slawson, 2002, Kalisvaart, 2004). Hierfür wird das Enzym Photolyase verantwortlich gemacht, welches eine Photoreaktivierung initiieren kann und bei der Bestrahlung mittels Niederdruckstrahlern nicht beschädigt wird (Hu und Quek, 2008). Untersuchungen von Guo et al. (2009) mit Abwasser zufolge kann es sowohl nach einer UV-Bestrahlung mit Mitteldruck- als auch mit Niederdruckstrahlern zu einer Photoreaktivierung von *E. coli* kommen. Bei einer Dosis von 400 J/m² war die

nachgewiesene Photoreaktivierung bei beiden Strahlertypen jedoch vernachlässigbar gering. Daraus kann gefolgert werden, dass die Photoreaktivierung von *E. coli* und anderer Bakterien, die das Enzym Photolyase besitzen, kein kritischer Prozess ist, solange die Bestrahlungsdosis größer als 400 J/m² ist (Sommer et al., 2000, Guo et al., 2009).

Als weiterer Nachteil der UV-Desinfektion ist die nur indirekte Messbarkeit der aktuellen UV-Dosis während des praktischen Einsatzes zu nennen (Sommer, 2006). Außerdem enthalten die allermeisten UV-Lampen Quecksilber, welches bei einem Strahlerwechsel gesondert entsorgt werden muss (Bolton und Cotton, 2008).

2.2.6. Weitere mögliche Verfahren

Die **Membranverfahren** trennen partikuläre oder gelöste Stoffe von einer flüssigen Phase ab. Bei Membranverfahren zur Wasseraufbereitung wird Wasser unter Anwendung von Druck durch eine Membran geleitet. Die eingesetzten Membranen werden in Abbildung 12 nach Größe der größten noch durchgelassenen Komponenten unterschieden. Je nachdem, ob die Membran mikroskopisch erkennbare Poren aufweist oder nicht, spricht man von porösen (Mikro- und Ultrafiltration) oder „dichten“ Membranen (Nanofiltration und Umkehrosmose) (Melin und Rautenbach, 2007).

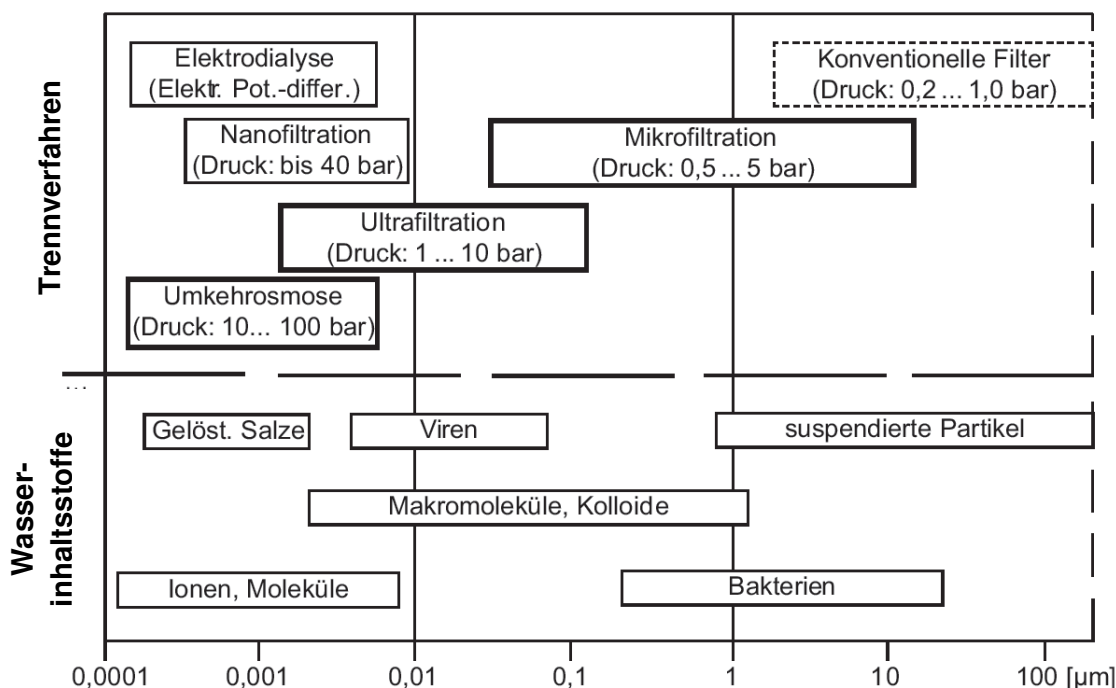
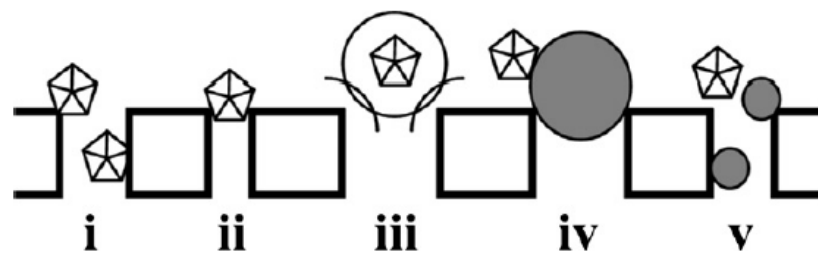


Abbildung 12: Membranverfahren für die Wasseraufbereitung, Porendurchmesser und Partikel- bzw. Molekülgrößen (nach Wricke et al., 2011)

Eine zusätzliche Filtrationswirkung kann sich durch Ausbildung einer Deckschicht im Verlauf des Filtrationsprozesses sowie durch Aggregatbildung von Partikeln einstellen. Dadurch - sowie durch Sorptionsmechanismen und elektrostatische Abstoßung von Partikeln durch die Membranoberfläche - können auch Partikel, deren Durchmesser kleiner als der Porendurchmesser ist, zurückgehalten werden (Abbildung 13) (Madaeni, 1999, Melin und Rautenbach, 2007, Huang et al., 2012). Auch der Rückhalt von Mikroorganismen wird durch die genannten Mechanismen erzielt.



i – Sorption; ii – physikalische Siebung; iii – elektrostatische Abstoßung;
iv und v – partikelinduzierter Rückhalt

Abbildung 13: Mögliche Mechanismen des Virenrückhalts bei der Membranfiltration (Huang et al., 2012)

In der kommunalen Klärtechnik werden fast ausschließlich Mikro- und Ultrafiltrationsverfahren eingesetzt, da der Energieverbrauch von Nanofiltration und Umkehrosmose sehr hoch ist (Miehe, 2011). Als Membranverfahren zum Rückhalt von Mikroorganismen kommt vor allem die Ultrafiltration in Frage, mit der prinzipiell auch Partikel im Größenbereich von Viren zurückgehalten werden können. Als Testverfahren zur Ermittlung des Virenrückhaltes können Testorganismen wie beispielsweise MS2-Phagen oder auch inerte Nanopartikel als Modellsubstanzen eingesetzt werden (Duek et al., 2012). Ein standardisiertes Testverfahren existiert bislang nicht. Weiterhin besteht noch Forschungsbedarf zu Online-Überwachungsmethoden für den Rückhalt von Partikeln im Größenbereich von Viren sowie für Integritätsprüfungen im laufenden Betrieb (DVGW, 2006b). Aus diesen Gründen wird bei der membranbasierten Trinkwasseraufbereitung von mikrobiell belastetem Wasser meist eine zusätzliche Desinfektion nachgeschaltet (Wricke et al., 2011).

Ein weiteres Verfahren, welches zur Desinfektion von behandeltem Abwasser eingesetzt wird (siehe Abbildung 5), ist die Dosierung von **Peressigsäure**. Verschiedene Untersuchungen konnten die Desinfektionswirksamkeit von Peressigsäure gegenüber Bakterien und Viren nachweisen (Baldry et al., 1991, Lefevre et al., 1992, Liberti et al., 2000, Gehr et al., 2003, Koivunen und

Heinonen-Tanski, 2005). Soroushian und Kitis (2003) berichten, dass die relative Empfindlichkeit von Mikroorganismen gegenüber Peressigsäure folgender absteigenden Reihenfolge folgt: Bakterien, Viren, Bakteriensporen, Protozoen (Bandy, 2009). Bislang wurden keine toxischen Desinfektionsnebenprodukte identifiziert (Dell'Erba, 2007). In konzentrierter Form wirkt Peressigsäure akut toxisch; ein kanzerogenes oder mutagenes Potential konnte nicht nachgewiesen werden (Block, 2001). Bei der Dosierung von Peressigsäure ist es möglich, eine Depotwirkung im behandelten Wasser aufrechtzuerhalten. Seit einigen Jahren wird der Einsatz von **Perameisensäure** (Performic acid - PFA) für die Desinfektion behandelten Abwassers erforscht. PFA ist ein instabiles Produkt und muss vor Ort beispielsweise mittels Ameisensäure, Wasserstoffperoxid und Peressigsäure hergestellt werden (Gehr et al., 2009). Neuere Forschungsergebnisse zeigen die Effektivität in der Inaktivierung von Bakterien, Viren und Protozoen sowie die toxikologische Unbedenklichkeit der Restdesinfektionsmittel (Maya et al., 2012b, Ragazzo et al., 2012).

Weiterhin können Kombinationen der beschriebenen Desinfektionsverfahren angewendet werden. Vorteile bieten sich hierbei durch die Inaktivierung eines erweiterten Spektrums an Mikroorganismen, die mögliche Minimierung der Bildung von Desinfektionsnebenprodukten oder durch weitere Synergieeffekte, die bei der kombinierten Anwendung genutzt werden können.

2.3. Nachweis des Desinfektionserfolgs

2.3.1. Indikatorkonzept

Die Vielzahl und Vielfalt an human-pathogenen Keimen in Abwasser macht die Anwendung des sogenannten Indikatorkonzeptes notwendig. Es basiert auf der Voraussetzung, dass eine einfache Methode zur Verfügung steht, mit der relativ schnell eine Aussage über die mikrobiologische Charakteristik einer Probe getroffen werden kann. Da es nicht praktikabel ist, eine Wasserprobe auf alle möglichen Krankheitserreger hin zu untersuchen, soll der Indikatororganismus als Anzeiger für die Krankheitserreger herangezogen werden. Bei der Beurteilung des Desinfektionserfolgs soll der Indikatororganismus vor allem als Stellvertreter (oder Modellorganismus) für pathogene Mikroorganismen dienen¹⁵. Idealerweise sollte dieser Organismus selbst nicht pathogen sein, jedoch in großer Zahl und immer dann in Fäkalien vorzufinden sein, wenn

¹⁵ Im Folgenden wird der Begriff Indikatororganismus auch im Sinne eines Modellorganismus, Surrogats oder Stellvertreters für pathogene Organismen verwendet.

auch Krankheitserreger präsent sind. Er sollte im Wasser nicht vermehrungsfähig sein sowie schnell, einfach und kostengünstig identifizierbar sein. Außerdem sollte er hinsichtlich seines Wachstums, Absterbens und seiner Empfindlichkeit gegenüber Desinfektionsmitteln und veränderten Umweltbedingungen ähnliche Merkmale aufweisen wie die Krankheitserreger (Rose et al., 2004).

Die Indikatororganismen, die am häufigsten verwendet werden, gehören zur Gruppe der coliformen Bakterien. Coliforme Bakterien kommen im Darm von Warmblütern immer in großer Zahl vor. Coliforme Bakterien sind gramnegative, nicht-sporenbildende Stäbchenbakterien. Zur Gruppe der gesamtcoliformen Bakterien zählen verschiedene Gattungen der Enterobakterien, wie *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* und *Klebsiella* sowie elf weitere Gattungen (Schindler, 2008). Hierunter ist *E. coli* das einzige Bakterium, das ausschließlich fäkalen Ursprungs ist; es macht 95 % der Enterobakterien der Fäkalien aus (Manafi, 2005) und gilt als der geeignetste Fäkalindikator (WHO, 2011). Das primäre Habitat von *E. coli* ist der Darm von Warmblütern, also auch Menschen. Dieses Habitat ist durch nährstoffreiche Bedingungen mit einem Überschuss an Kohlenstoffquellen und einer Sauerstofflimitierung gekennzeichnet. *E. coli* gehört zu den am besten untersuchten Organismen in Bezug auf seine Physiologie, Biochemie und sein Genom (Neidhardt et al. 1996, Blattner et al. 1997, Han und Lee 2006, in: Keil, 2007). *E. coli* ist in der Regel nicht pathogen, es existieren aber einige pathogene *E. coli*-Varianten wie beispielsweise enterohämorrhagische *E. coli* (EHEC), enteropathogene *E. coli* (EPEC) und enterotoxische *E. coli* (ETEC). Obwohl sich coliforme Bakterien seit ihrer ersten Anwendung als Indikatoren zur Beurteilung wasserassoziierter Gesundheitsrisiken vor mehr als hundert Jahren bewährt haben, zeigen sich auch einige Schwächen bei der alleinigen Verwendung dieser Indikatororganismen (WHO und OECD, 2003).

E. coli weist eine deutlich geringere Überlebensrate im Wasser im Vergleich zu bestimmten bakteriellen Krankheitserregern auf, weshalb die Verwendung zusätzlicher bakterieller Fäkalindikatoren (Modellorganismen) wie beispielsweise intestinaler Enterokokken empfehlenswert sein kann (Ottoson, 2005). Intestinale Enterokokken sind grampositive Bakterien, die in hoher Anzahl in den Fäkalien von Menschen (10^5 bis 10^7 KBE/g) und warmblütigen Tieren vorkommen. Sie können im Wasser länger überleben und sind durch ihren Zellwandaufbau resistenter gegenüber Umwelteinflüssen und Desinfektionsmaßnahmen als *E. coli* (Schindler, 2008). Eine Studie von Kay et al. (1994) belegt, dass Enterokokken als Indikatoren zur Beurteilung der Gesundheitsrisiken in Verbindung mit Badegewässern besser geeignet sind als *E. coli*.

Wasserassoziierte Krankheiten können nicht nur durch Bakterien, sondern auch durch Viren und Parasiten hervorgerufen werden (siehe auch Kapitel 2.1.1). Viren und Parasiten unterscheiden sich von Bakterien hinsichtlich ihres Verhaltens und Überlebens in der Umwelt und können unter Umständen trotz eines negativen Untersuchungsergebnisses auf bakterielle Indikatororganismen im Wasser vorhanden sein (WHO und OECD, 2003). Eine Vielzahl von Publikationen beschäftigen sich mit diesen Einschränkungen, die mit der alleinigen Verwendung bakterieller Indikatoren einhergehen (z. B.: Melnick und Gerba, 1982, Payment et al., 1985, Rose et al., 1986, Barrell et al., 2000, Nwachuku et al., 2002, Carducci et al., 2009).

Studien in Europa und den USA ergaben, dass die meisten Infektionen in Verbindung mit abwasserbeeinflussten Freizeit- und Badegewässern durch Viren verursacht werden (z. B.: Medema et al., 1995, Gray et al., 1997, in: Wyn-Jones, 2011). Im Rahmen des EU-Projektes Virobathe zeigte das Resultat einer statistischen Ergebnisanalyse, dass bei einem Anteil von mehr als 30 % der Gewässerproben pathogene Viren vorhanden sind, während gleichzeitig ein negativer Befund für fäkale Indikatorbakterien vorliegt (Wyer, 2012). Die hohe Infektiosität bestimmter Viren, ihre geringe Größe und ihre hohe Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen und Desinfektionsmaßnahmen unterstreichen die Notwendigkeit eines erweiterten Indikatorkonzepts (Hüttl und Bens, 2012) sowie die Etablierung verlässlicher, standardisierter Nachweismethoden (Francy et al., 2012, O'Toole et al., 2012, Forslund, 2012).

Für den mikrobiologischen Nachweis pathogener Viren gilt, noch ausgeprägter als für Bakterien, dass dieser mit einem sehr hohen Zeit-, Kosten- und Arbeitsaufwand verbunden ist. Außerdem existiert auch hier eine große Vielfalt unterschiedlichster Arten. Dies führt dazu, dass auch für den Virennachweis häufig das Indikatorkonzept angewendet wird (Jurzik, 2012). Somatische Coliphagen sind Viren, die *E. coli* infizieren und als Indikatoren für die Anwesenheit pathogener Viren dienen können (Contreras-Coll et al., 2002, Carducci et al., 2009). Sie weisen viele strukturelle Ähnlichkeiten (Größe, Morphologie, und Zusammensetzung) mit enterischen Viren auf (Jjemba et al., 2010a) und können hinsichtlich ihres Verhaltens bei der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung stellvertretend für humanpathogene Viren analysiert werden (Ottoson et al., 2006, WHO, 2011). Bakteriophagen sind im Vergleich zu anderen Viren einfach zu handhabende, ausgiebig untersuchte und kostengünstig zu analysierende Organismen ohne pathogene Eigenschaften für höhere Lebewesen (Huber, 2008).

Geeignete Indikatororganismen für (Oo-)zysten von Protozoen und Wurmeier existieren bislang nicht. Der Nachweis von Vertretern dieser Mikroorganismen ist aufwändig und kostenintensiv und häufig nur mit niedrigen Wiederfindungsraten realisierbar. Im Bereich der Trinkwasseraufbereitung werden teilweise Sporen des Bakteriums *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*) als Indikatoren bzw. Modellorganismen für Protozoen herangezogen, da sie eine ähnliche Chlorresistenz wie die Dauerformen parasitärer Protozoen aufweisen (Hummel, 2008). In einer Studie zur Untersuchung zum Verbleib von Krankheitserregern in Abwasserbehandlungsanlagen von Wen et al. (2009) wurden jedoch große Abweichungen zwischen der Verringerung der Konzentration von *C. perfringens* und den pathogenen parasitären Protozoen *Cryptosporidium spp.* and *Giardia spp.* festgestellt. Ergebnisse von Huber und Popp (2005) zeigen, dass auch die Sensitivität gegenüber UV-Bestrahlung nicht vergleichbar mit der von parasitären Protozoen ist.

In Regionen, in denen Erkrankungen aufgrund eines Befalls mit humanpathogenen Würmern eine hohe Prävalenz haben (beispielsweise 34,2 % und 71,2 % für *Ascaris lumbricoides* unter Schulkindern im Südwesten Nigerias und in Nordindien (Adefioye et al., 2011, Wani et al., 2010)), müssen Wurmeier direkt im Abwasser nachgewiesen werden. In Mitteleuropa, wie in den meisten industrialisierten Ländern, ist der parasitäre Wurmbefall beim Menschen deutlich seltener als in Entwicklungsländern (Jimenez, 2009). Die meisten Nachweise lassen sich auf Infektionen in tropischen oder subtropischen Gebieten zurückführen (Aspöck et al., 2002). Ein geeigneter Indikator hat sich bislang in der Praxis nicht bewährt. Pecson et al. (2006) berichten von einer vielversprechenden molekularbiologischen Methode, mit der eine Gensequenz, die nur bei lebensfähigen Wurmeiern einer bestimmten Spezies vorhanden ist, nachgewiesen werden kann. Problematisch bei dieser Methode ist unter anderem, dass sie nur zur Identifizierung von Wurmeiern in einem spezifischen Entwicklungsstadium eindeutige Ergebnisse liefert. Chavez et al. (2004) wiesen nach, dass eine gute Korrelation zwischen der online gemessenen Partikelgrößenverteilung und der Anzahl an Wurmeiern im Abwasser zu finden ist. Diese kostengünstige und schnelle Methode ist vermutlich aber nur für Abwässer mit sehr hohen Konzentrationen an Wurmeiern anwendbar und die Korrelation muss für das spezifische Abwasser jeweils vorher bestimmt werden (Chavez et al., 2004).

2.3.2. Mikrobiologische Nachweismethoden

Mikroorganismen können über Vergrößerung (mikroskopisch) oder über Vermehrung (Kultivierung) sichtbar gemacht werden. Traditionell erfolgt der Nachweis spezifischer Mikroorganismen mittels **Kultivierungsverfahren**. Methoden zur Isolierung bakterieller pathogener Mikroorganismen mithilfe entsprechender Nährmedien wurden ab Mitte des 19. Jahrhunderts erforscht. Louis Pasteur entwickelte 1861 die erste flüssige Anreicherungsbouillon für humanpathogene Bakterien (Georgi und Bierbach, 2007). Der kulturelle Nachweis für Bakterien, Viren und Parasiten gilt in der mikrobiologischen Diagnostik weiterhin als unübertroffenes Nachweisverfahren, an dem sich jedes neue Verfahren messen muss, und ist für viele Bakterien aufgrund des schnellen Wachstums auf einfachen Nährmedien leicht durchführbar (Schnitzler, 2012).

Generell kann die Anzucht von Bakterien mit flüssigen, halbfesten sowie festen Nährmedien erfolgen (Messelhäuser, 2010). Zum spezifischen Nachweis bestimmter Mikroorganismen wird die Begleitflora durch die selektiven Bedingungen des Kultivierungsverfahrens unterdrückt. Der Nachweis beruht in der Regel auf physiologischen Eigenschaften der nachzuweisenden Bakterienart. So können beispielsweise *E. coli*-Zellen in kulturellen Verfahren durch die Enzymaktivität der β -Glucuronidase bestimmt werden (Pettry-Hansen, 2005). Zum Erhalt quantitativer Aussagen können beispielsweise Membranfiltrationsverfahren sowie Flüssigkulturverfahren nach der Most-Probable-Number (MPN)-Methode zur Anwendung kommen. Durch die Membranfiltration werden die Mikroorganismen aus einem großen Wasservolumen auf die Fläche des Membranfilters konzentriert, der anschließend auf einen festen Nährboden aufgelegt und bebrütet wird. Die gewachsenen Kolonien können nach einer bestimmten Bebrütungsdauer ausgezählt werden (Uhlig, 2008). Bei der MPN-Methode wird ein definiertes Wasservolumen mit einer Nährlösung vermischt und bebrütet. Hierbei handelt es sich um ein statistisches Verfahren, bei dem aus der Anzahl bewachsener Kulturen in mehreren parallelen Verdünnungsreihen die Zahl vermehrungsfähiger Mikroorganismen bestimmt wird (Cypionka, 2010). Bis ein auswertbares Ergebnis vorliegt, vergehen für beide Verfahren mehrere Stunden, teilweise sogar mehrere Tage. Flüssigkulturverfahren haben den Vorteil, dass sich vorgeschädigte Bakterien darin besser als auf festen Nährmedien vermehren können (Schindler, 2008).

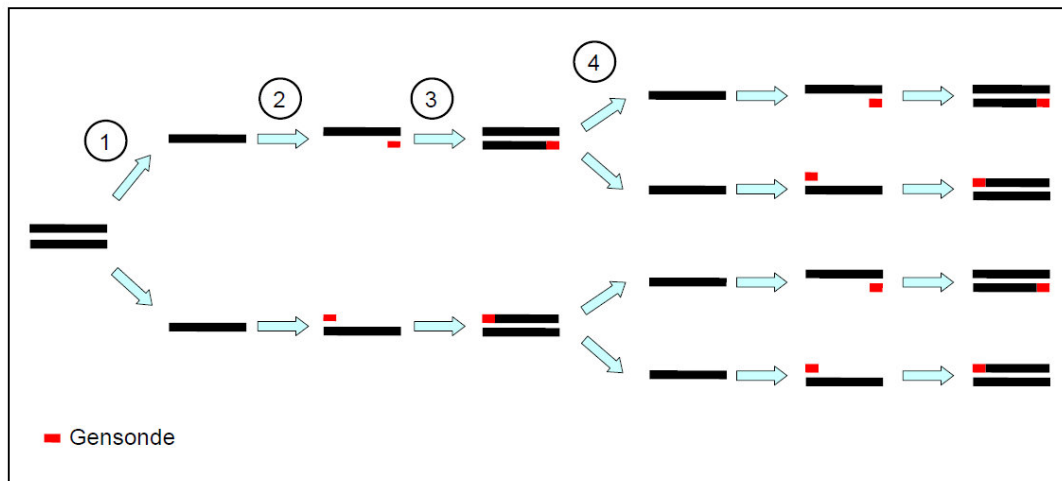
Viele Mikroorganismen lassen sich jedoch mit den bekannten Kultivierungsmethoden gar nicht zur Massenvermehrung bringen (Cypionka, 2010). Eine weitere Beschränkung der Kultivierungsverfahren liegt darin, dass hierbei alle

wachstumsfähigen Organismen nachgewiesen werden können, nicht aber die, die zwar lebensfähig, aber (zeitweise) nicht vermehrungsfähig (VBNC - viable but non-culturable) sind. Bei Bakterien, die in einen solchen VBNC-Zustand gelangen können, geschieht dies als Reaktion auf einen oder mehrere Stressfaktoren wie beispielsweise Nährstoffmangel, Abweichung der Umgebungstemperatur oder Sauerstoffkonzentration vom Optimum sowie subletale Einwirkungen von Chemikalien und Strahlung. Aus diesem Stadium können sich wiederum einige Bakterien bei Wegfall der Stressfaktoren erholen und unter Umständen ihre Infektiosität wiedererlangen (Oliver, 2005, Jungfer, 2006, Bodet et al., 2012). Von etwa 60 Bakterienspezies existieren Untersuchungen, die belegen, dass diese fähig sind, in einen VBNC-Zustand überzugehen; darunter befinden sich auch einige Krankheitserreger (Varela Villarreal et al., 2011).

Die Durchflusszytometrie stellt ein modernes, schnelles Verfahren zur **direkten Sichtbarmachung** von Mikroorganismen dar. Bei dieser prinzipiell relativ einfachen Technik werden die Mikroorganismen einzeln durch eine Glaskapillare geschleust, die von einem Lichtstrahl durchdrungen wird. Trifft der Lichtstrahl auf eine Zelle, wird ein Teil der Strahlung abgelenkt und kann über Linsen-, Spiegel- und Filtersysteme auf einen Lichtdetektor umgeleitet und erfasst werden. Die Zellen können zusätzlich mit fluoreszierenden Farbstoffen angefärbt werden, die an bestimmte Zellkomponenten wie Nukleinsäuren, Proteine oder Strukturen der Zelloberfläche binden. Auf diese Weise können zum Beispiel lebende von toten oder inaktiven Zellen unterschieden werden. Mit Hilfe des Farbstoffs CFDA (Carboxyfluoresceindiacetat) beispielsweise kann die Anzahl aktiver Zellen bestimmt werden, da er in aktiven Zellen von Ester-spaltenden Enzymen in eine fluoreszierende Verbindung umgewandelt wird (Egli et al., 2008). Ein Problem bei dieser Methode besteht in der korrekten Zählung der einzelnen Zellen, aufgrund der Schwierigkeit eine vollständige Disaggregation von Zellansammlungen zu erreichen, ohne dabei Zellen zu zerstören (Prorot et al., 2012).

In neuerer Zeit entwickelte Nachweisverfahren sind in der Lage, mittels **molekularbiologischer Methoden** unter geringem Zeitaufwand auch solche Organismen zu erfassen, die sich in einem VBNC-Zustand befinden. Die molekularbiologische Analytik von pathogenen Mikroorganismen wird als die Summe der Untersuchungsverfahren verstanden, bei denen subzelluläre biologische Analyten nachgewiesen oder quantifiziert werden (Wagner, 2010). Mehrere verschiedene molekularbiologische Nachweismethoden werden heute angewendet; am weitesten verbreitet im Bereich der Wasserforschung sind Verfahren, die auf Polymerasekettenreaktionen (polymerase chain reactions, PCR) basieren (Kuhlmann und Preuß, 2009, Girones et al., 2010). Bei der PCR wird

mit Hilfe von spezifischen Gensonden (Primer) ein genau definierter Bereich der Nukleinsäure vermehrt und so nachgewiesen. Diese speziell konstruierten Gensonden können sich nur an einen ganz bestimmten Bereich der Ziel-DNS anlagern, wodurch diese Methode eine sehr hohe Spezifität besitzt. Anschließend kann mit Hilfe eines speziellen Enzyms eine Kopie der betreffenden Zielsequenz hergestellt werden. Dieser Vorgang wird dann mehrfach wiederholt, wobei es zu einer milliardenfachen Vermehrung der gesuchten Ziel-DNS kommt, sodass deren Nachweis möglich wird (Narendja, 2009).



1. In einem ersten Schritt werden die beiden Stränge der DNS-Helix getrennt.
2. Danach können sich die spezifischen DNS-Gensonden anlagern
3. Das Enzym Taq-Polymerase ergänzt das fehlende Stück DNS.
Die erste Kopie der Ziel-DNS ist fertig.
4. Der Vorgang beginnt von neuem...

Abbildung 14: Funktionsweise der PCR (Narendja, 2009)

Eine Fortentwicklung der PCR ist die Real-Time-PCR-Technologie, die eine Echtzeitanalyse der PCR über die Messung von Fluoreszenzsignalen erlaubt und damit auch die Möglichkeit der Quantifizierung bietet (Konrad und Busch, 2010). Die Auswertung beruht im Gegensatz zur klassischen PCR-Analytik nicht auf einer Bestimmung der PCR-Produkte am Ende des Nachweisverfahrens, sondern auf einer Messung der Zunahme von Fluoreszenz während der PCR infolge der Bildung spezifischer Amplifikationsprodukte (Hübner, 2010). Bei beiden Methoden existiert jedoch der große Nachteil, dass nicht zwischen freier Nukleinsäure, toten, infektiösen und nicht infektiösen Organismen unterschieden werden kann (Shin und Sobsey, 2008, Lim et al., 2011, Villarreal et al., 2011, Jurzik, 2012, Wyer, 2012, USEPA, 2012, Rodriguez et al., 2013). Aus diesem Grund können DNS-basierte Techniken zu falsch-positiven Ergebnissen und damit zu einer Überschätzung des Risikopotentials der untersuchten Probe führen. In einem Forschungsvorhaben von Volkmann et al. (2011) wurde

diesem Problem begegnet, indem die Substanz Propidium-Monoazid (PMA) eingesetzt wurde, um die DNS lebender und toter bzw. membrangeschädigter Bakterienzellen unterscheiden zu können. Diese Substanz besitzt die Eigenschaft, selektiv nur in tote Zellen mit gestörter Membranintegrität einzudringen und sich dort in die DNS einzulagern. Auf diese Weise modifizierte DNS steht für die nachfolgende PCR-Analytik nicht mehr zur Verfügung und verhindert so falsch-positive Ergebnisse (Volkman et al., 2011). Cho et al. (2010) beschreiben in einer Studie der Inaktivierungsmechanismen von *E. coli* durch die Desinfektionsmittel Ozon, Chlordioxid, freies Chlor und UV-Strahlung, dass die Zellmembran der inaktivierten Organismen für jedes der untersuchten Desinfektionsmittel einen unterschiedlichen Grad der Beschädigung aufweist. Nach einer UV-Bestrahlung beispielsweise weisen inaktivierte Zellen eine völlig intakte Zellmembran auf (Joux und Lebaron, 2000) und werden mit der von Volkman et al. (2011) beschriebenen Methode nicht als inaktivierte Zellen erfasst (Nocker et al., 2007). Liang und Keeley (2012) stellten fest, dass die Wasserinhaltsstoffe natürlicher Gewässer die Aussagekraft der PMA/PCR-Methode einschränken können. Die Ergebnisse ihrer Studie deuteten auf eine Überschätzung der Anzahl lebensfähiger Oozysten von Cryptosporidien bei Anwendung dieser Methode hin. Diese Überschätzung war auch abhängig von der Art der vorgeschalteten Desinfektionsmethode. Verschiedene weitere zusätzliche Analyseschritte, die die PCR-Techniken dahingehend ergänzen oder verändern können, dass der physiologische Zustand der untersuchten Zellen exakter erfasst werden kann, werden aktuell erforscht (Banihashemi et al., 2012).

Molekularbiologische Verfahren können häufig nur nach Voranreicherung des Zielorganismus eingesetzt werden und daher mit den kulturellen Verfahren die ersten analytischen Schritte der Anreicherung teilen, was wiederum den Zeitaufwand und die Einschränkungen eines Kultivierungsprozesses mit sich bringt und eine Quantifizierung mittels PCR-Analytik erschwert. Grund dafür ist die Nachweisgrenze, die bei den meisten molekularbiologischen Verfahren im Bereich von mindestens 10^5 KBE/ml liegt (Wagner, 2010). Des Weiteren stellt die Anwesenheit von Inhibitoren (z. B.: Huminstoffe (Gibson et al., 2012)), die die Effizienz bei der Extraktion der Nukleinsäuren beeinflussen, eine Limitierung in der Analyse von Umweltproben und vor allem von Abwasserproben dar (Girones et al., 2010). Eine weitere Einschränkung bei der Anwendung von PCR-Verfahren und der Interpretation deren Ergebnisse liegt darin, dass hierzu noch keine standardisierten Analyseprotokolle vorliegen. Die spezifischen Untersuchungsbedingungen bei der Verwendung von PCR-Verfahren, insbesondere welche Primer und welche Sonden eingesetzt werden,

können zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen führen (Bofill-Mas et al., 2006). PCR-basierte Verfahren werden im Bereich der Wasseranalytik bislang fast ausschließlich in der Forschung eingesetzt, im Zuge der Weiterentwicklung dieser Verfahren wird jedoch deren Standardisierung auf europäischer Ebene bereits in Normungsgremien diskutiert (Kuhlmann et al., 2009). Laut USEPA (2012) können molekularbiologische Nachweismethoden bislang nur zur Analyse im Ablauf von physikalischen Abtrennungsverfahren zielführend eingesetzt werden. Die alleinige Anwendung dieser Nachweismethode zur Beurteilung über die Wirksamkeit anderer Desinfektionsverfahren ist aufgrund der noch fehlenden Differenzierbarkeit zwischen infektiösen und nicht infektiösen Mikroorganismen nicht ausreichend (USEPA, 2012). Es wird noch weiterer Forschungsbedarf vor allem zur Entwicklung neuer DNS-Isolationsmethoden und zum besseren Verständnis der Interpretation der gewonnenen Analyseergebnisse gesehen, bis die beschriebenen Problematiken in der Anwendung und der Interpretation der Ergebnisse molekularbiologischer Wasseranalysen gelöst sind (Narendja, 2009, Girones et al., 2010, NRC, 2012).

2.3.3. Mikrobiologische Stabilität

Nach der Desinfektion von Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen kann es in den aufnehmenden Gewässern sowie in Speichern und Verteilungsnetzen von Wasserwiederverwendungssystemen zu einem Wiederanstieg der Anzahl an Mikroorganismen, sowohl suspendiert im Wasser als auch in Biofilmen, kommen. Dieser Anstieg kann entweder durch äußere Keimeinträge, durch Reparaturmechanismen der zuvor inaktivierten Keime oder durch eine Wiederverkeimung hervorgerufen werden. Für den letztgenannten Prozess ist der Abbau mikrobiell verwertbarer Wasserinhaltsstoffe der wichtigste Auslöser (Van der Kooij, 2000, Hambsch und Werner, 2008). Als mikrobiologisch stabil wird ein Wasser bezeichnet, welches im Verteilungsnetz nicht zu Vermehrung von Mikroorganismen neigt. Außer der Verfügbarkeit von leicht abbaubaren organischen Substanzen und Nährstoffen, begünstigen erhöhte Temperaturen, lange Aufenthaltszeiten und fehlende Depotwirkung der eingesetzten Desinfektionsmittel das mikrobielle Wachstum (Uhl, 2001, Lautenschlager et al., 2010). In Abläufen vier verschiedener Abwasserbehandlungsanlagen, die zur Wiederverwendung genutzt werden sollten, beobachteten Jjemba et al. (2010b) nach einer zunächst effektiven Inaktivierung von opportunistischen Krankheitserregern einen Wiederanstieg der Konzentrationen im Verteilungsnetz.

Nach erfolgter weitergehender Abwasserbehandlung, einschließlich Desinfektion, enthalten die Abläufe in der Regel sowohl noch lebensfähige Mikroorganismen als auch noch ausreichend biologisch leicht verfügbare Inhaltsstoffe, um ein mikrobiologisches Wachstum zu begünstigen. Desinfektionsprozesse können die Abwasserzusammensetzung dahingehend verändern, dass toxische Nebenprodukte entstehen, Restdesinfektionsmittel im Abwasser verbleiben und hochmolekulare organische Wasserinhaltsstoffe in niedermolekulare umgewandelt werden. Desinfektionsprozesse wie Chlorung, Chlordioxid dosierung und Ozonung können zu einer Erhöhung der Bioverfügbarkeit der organischen Substanz führen und damit das Wiederverkeimungspotential erhöhen (Lazarova et al., 1998, Ramseier et al., 2011). Weitere mögliche Auslöser von Wiederverkeimung sind die Freisetzung biologisch abbaubarer Substanzen aus dem Material der Transportleitungen oder die unvorhergesehene Eintragung von biologisch abbaubaren Substanzen in das Verteilungsnetz (Kilb et al., 2003, Uhl und Schaule, 2004). Mikrobiologisch nicht stabiles Wasser kann nur bedingt für eine Wiederverwendung genutzt werden, da es zur Bildung von Biofilmen neigt und geruchliche Beeinträchtigungen mit sich bringt. Außerdem kann die Vermehrung pathogener Mikroorganismen ein bedeutendes Gesundheitsrisiko darstellen. Die Vermehrung der Mikroorganismen kann in der Wasserphase oder im Biofilm stattfinden, wo die Desinfektionsmittelresistenz gegenüber frei lebenden Mikroorganismen um das 150- bis 3.000-Fache höher ist (Fox und Reasoner, 1999). Der Desinfektionserfolg ist daher nicht nur unmittelbar im Anschluss an die Desinfektionsmaßnahme entscheidend, sondern auch noch im weiteren Verlauf des Nutzungszeitraumes des behandelten Wassers.

Als Maß für die biologische Stabilität kann beispielsweise der assimilierbare organische Kohlenstoff (AOC – assimilable organic carbon) oder der biologisch verfügbare gelöste Kohlenstoff (BDOC – biodegradable organic carbon) im Wasser herangezogen werden (LeChevallier et al., 1993, van der Kooij, 2000, Weinrich et al., 2009). BDOC-Konzentrationen über 0,3 mg/L und AOC Konzentrationen über 10 µg/L ohne Restdesinfektionsmittel und über 100 µg/L mit Restdesinfektionsmitteln zeigten sich in verschiedenen Studien als starke Indikatoren für eine mikrobiologische Instabilität in Trinkwasserverteilungsnetzen (Dukan et al., 1996, Escobar und Randall, 2000, Page und Dillon, 2007, van der Kooij et al., 1982, Volk und LeChevallier, 2000, in: Weinrich et al., 2010). Vergleichbare Studien zur Bestimmung der mikrobiologischen Stabilität existieren für Abläufe kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen oder Wasser zur Wiederverwendung kaum. Hierfür liegen nur begrenzte Daten über die Konzentrationen leicht abbaubarer organischer Substanzen vor. Laut Ryu et al.

(2005) und Weinrich et al. (2009) liegen diese typischerweise, gemessen als AOC, um das 5- bis 10-Fache höher als im Trinkwasser, wodurch ein hohes Wiederverkeimungspotential gegeben ist. Die mittlere AOC-Konzentration von Abläufen 12 verschiedener großtechnischer Abwasserbehandlungsanlagen mit Belebtschlammverfahrensstufen in den USA lag in einer Untersuchung von Weinrich et al. (2010) bei 800 $\mu\text{g/L}$. Untersuchungen an großtechnischen Abwasserbehandlungsanlagen in der Schweiz und in Japan berichten, je nach verwendetem Behandlungsverfahren, von AOC-Konzentrationen zwischen 40 und 200 $\mu\text{g/L}$. Eine anschließende Ozonung des behandelten Wassers ließ die Werte auf bis zu 740 $\mu\text{g/L}$ ansteigen, wobei eine nachgeschaltete Sandfiltration die Konzentration wiederum um 50 % verringern konnte (Zimmermann et al., 2011, Kasuga et al., 2012). In einer Studie von Ryu et al. (2005) in verschiedenen Verteilungsnetzen von Wasserwiederverwendungssystemen verringerte sich die Konzentration von AOC im Verlauf des Verteilungsnetzes auf ein Drittel. Das gleichzeitige bakterielle Wachstum verhielt sich dazu umgekehrt proportional. Untersuchungsergebnisse von Vital et al. (2012) legen nahe, dass nicht nur die Höhe der Konzentration leicht abbaubarer organischer Substanzen, sondern auch deren Zusammensetzung für die mikrobiologische Stabilität entscheidend ist.

Zur Hemmung des Wachstums pathogener Bakterien unter eutrophen Bedingungen war nach Untersuchungen von Ottosson und Stenström (2003) mit Grauwasser die Konkurrenz durch besser angepasste Mikroorganismen der wichtigste Faktor. Die normalerweise auftretende Biozönose hemmte das Wachstum pathogener Bakterien in nährstoffreichen Sedimenten. Bei Nährstoffmangel spielte der Wassertemperatureinfluss die größte Rolle. Eine ausreichende Konzentration von Restdesinfektionsmitteln wirkt sich hemmend auf eine Wiederverkeimung aus, ebenso wie die Limitierung essentieller Nährstoffe (Jjemba et al., 2010a).

Die hygienische Relevanz einer Wiederverkeimung hängt vor allem von der Art der Mikroorganismen ab, die im Wasser nachgewiesen werden. Krankheitserreger, die mit menschlichen und tierischen Fäkalien freigesetzt werden, vermehren sich mit wenigen Ausnahmen im Wasser nicht. Fakultativ pathogene Mikroorganismen¹⁶, wie beispielsweise Legionellen oder Pseudomonaden, können sich jedoch unter bestimmten Bedingungen im Wasser vermehren und damit zu realen Infektionsgefährdungen führen (Exner, 2002). *Pseudomonas aeruginosa* (*P. aeruginosa*) ist ein Bakterium, welches im Abwasser zu finden ist

¹⁶ Fakultative Krankheitserreger können bei Menschen mit intakter Immunabwehr in der Regel keine Infektionen hervorrufen. Bei Menschen mit geschwächtem Abwehrsystem hingegen schon. Sie werden auch opportunistische Krankheitserreger genannt (Georgi und Bierbach, 2007).

und mit sehr geringen Nährstoffkonzentrationen überleben kann. *P. aeruginosa* verursacht bei gesunden Personen in der Regel keine Erkrankungen, kann aber bei Personen mit geschwächtem Immunsystem zu lebensbedrohlichen Erkrankungen führen (Botzenhart, 2008). *P. aeruginosa* gilt als einer der wichtigsten Krankheitserreger, der in der Lage ist, Biofilme in wasserdurchströmten Systemen auszubilden (Exner et al., 2002). Sein Nachweis dient nicht als Indikation für eine fäkale Belastung des Wassers, sondern ist ein Hinweis auf eine mögliche Biofilmbildung und eine Wiederverkeimungsneigung (Lenz, 2011).

2.3.4. Weitere umweltrelevante Reaktionen mit Wasserinhaltsstoffen

Desinfektionsprozesse können neben der Inaktivierung pathogener Mikroorganismen weitere erwünschte und unerwünschte Auswirkungen auf die Zusammensetzung des behandelten Wassers haben. In Kapitel 2.2 wurden die in dieser Arbeit eingesetzten Desinfektionsprozesse erläutert und mögliche Reaktionsprodukte, die bei deren Anwendung mit Wasserinhaltsstoffen entstehen können, beschrieben. Bislang wurde allein als Folge der Desinfektion mit Chlor, Ozon, Chlordioxid und Chloraminen von der Bildung von 600 bis 700 möglichen DNP in der Literatur berichtet (Krasner et al., 2006, Richardson und Ternes, 2011). Es kann davon ausgegangen werden, dass eine Vielzahl weiterer bislang nicht identifizierter DNP existieren, deren potentielle Toxizität und Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit unbekannt sind (Kristiana et al., 2012). Bei der (Ab-)Wasserdesinfektion muss, je nach eingesetztem Verfahren, häufig ein Zielkonflikt zwischen der Minimierung der mikrobiologischen Gesundheitsrisiken und der Minimierung der DNP gelöst werden. Die meisten Studien zur Untersuchung möglicher Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit DNP konzentrierten sich auf THM und HAA. So werden in Verbindung mit gechlortem Wasser THM für ein erhöhtes Blasenkrebsrisiko verantwortlich gemacht (Hebert et al., 2010). Die Kanzerogenität der erst seit dem letzten Jahrzehnt im Trinkwasser näher untersuchten Nitrosamine (vor allem NDMA), die beispielsweise bei der Chlorung stickstoffhaltiger Wässer entstehen können, ist, verglichen mit der von THM und HAA, deutlich höher (Hrudey und Charrois, 2012).

Nur für wenige bekannte DNP ist die Einhaltung gesetzlicher Grenzwerte vorgeschrieben. Die Trinkwasserrichtlinie der WHO (2011) listet neben Grenzwerten für THM und HAA auch für Chlorat, Chlorit, Bromat und NDMA Grenzwerte auf (WHO, 2011). Zum Teil sind diese Parameter auch für Badebeckenwasser (beispielsweise in der DIN 19643) reguliert und Leit-, Ziel- und Richtwerte für Wasser zur Wiederverwendung (z. B.: Leitwert der WHO (2006)

für Chloroform von maximal 0,47 mg pro kg Boden bei der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung) werden empfohlen. Mittels Gaschromatographie bzw. Ionenchromatographie lassen sich die regulierten DNP nachweisen (siehe auch Kapitel 4.4). Auch wenn häufig für die genannten Parameter keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte festgelegt sind, sollte generell ein Minimierungsgebot aus Vorsorgegründen berücksichtigt werden (Joss et al., 2008). Der Konsum landwirtschaftlicher Produkte, die mit gechlortem Brauchwasser bewässert wurden, kann beispielsweise ein Expositionspfad des Menschen zu DNP darstellen (Levine und Asano, 2004). Auch durch die Inhalation von freigesetzten THM bei der Beregnung oder bei Toilettenspülungen, kann es zu einer Aufnahme von DNP durch den Menschen im Rahmen einer Wasserwiederverwendung kommen (Villanueva et al., 2007). THM und viele weitere DNP bzw. Transformationsprodukte weisen eine hohe Persistenz auf und haben dadurch die Fähigkeit, über viele Jahre im Gewässer zu verbleiben und potentiell trinkwasserrelevant zu sein (Moran et al., 2007, DWA, 2008b).

Eine Studie von Liviac et al. (2010) hatte zum Ziel anstatt der Vielzahl einzelner Desinfektionsnebenprodukte für Badegewässer, die mit unterschiedlichen chlorbasierten Verfahren desinfiziert wurden, die Gentoxizität als Summenparameter zu analysieren. Alle untersuchten Proben zeigten eine signifikant erhöhte Gentoxizität im Vergleich mit dem eingesetzten Rohwasser. Ein ähnlicher Ansatz wurde bereits in einer Studie von Monarca et al. (2000) verfolgt, hierbei wurde der Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage parallel mit Chlordioxid, Ozon, Peressigsäure und UV-Strahlung desinfiziert und hinsichtlich seiner Gentoxizität und Toxizität gegenüber Leuchtbakterien analysiert. Die Ergebnisse belegen auch hier eine erhöhte Gentoxizität im Wasser nach erfolgter Desinfektion, vor allem nach der Behandlung mit Ozon und Chlordioxid. Toxizitätsanalysen, gemessen als hemmender Effekt auf die Lumineszenz der Bakterien *Vibrio fischeri* (*V. fischeri*), zeigten in den Sommermonaten eine Toxizitätserhöhung in Wasserproben, die mittels chemischer Produkte desinfiziert wurden (Monarca et al., 2000). Laut Wang et al. (2007) hat sich unter den Toxizitätstests im Abwasserbereich der Leuchtbakterientest zur zuverlässigen Messung des toxischen Einflusses der eingesetzten Chemikalien im Aufbereitungsprozess und der entstandenen Reaktionsprodukte etabliert. Auch in einer großangelegten Studie zur Untersuchung zum Einsatz der Ozonung von gereinigtem Abwasser von Abegglen et al. (2009) wurden, mit Hilfe einer internationalen Expertengruppe, geeignete Biotests zur Bewertung der Umweltrelevanz der eingesetzten Maßnahme überprüft, wobei der Leuchtbakterientest zur Messung der Gesamtbelastung einer Probe (Basistoxizität) ausgewählt wurde. Im Gegensatz zur Betrachtung von Einzelstoffen

können im Bereich der Untersuchungen der ökotoxischen Auswirkungen die Wechselwirkungen der Einzelstoffe, auch von bislang analytisch nicht nachweisbaren Substanzen, und deren Gesamtwirkung berücksichtigt werden (Böhler et al., 2009, Reungoat et al., 2012).

Bereits im unbehandelten Abwasser sind zahlreiche anthropogene Spurenstoffe vorhanden, die den Desinfektionsmitteln als mögliche Reaktionspartner zur Verfügung stehen. Mit der Weiterentwicklung der analytischen Messmethoden werden fortlaufend Spurenstoffe neu entdeckt und in den Gewässern nachgewiesen. Bereits in niedrigen Konzentrationen können anthropogene Spurenstoffe und deren Transformationsprodukte negative Auswirkungen auf den Menschen und auf Wasserorganismen haben. Viele dieser „neuen Stoffe“ sind bislang nicht ausreichend untersucht und es liegen keine umfangreichen Daten für eine toxikologische Bewertung und Risikoeinschätzung vor (Hüttl und Bens, 2012). Die Verringerung der Konzentration anthropogener Spurenstoffe wird als zukünftiges Reinigungsziel kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen aktuell vermehrt diskutiert und vor allem in der Schweiz, aber auch in Deutschland (UM BW, 2012) bereits umgesetzt. Zahlreiche Studien haben die Wirksamkeit verschiedener Desinfektionsverfahren zur Verringerung der Konzentration vieler anthropogener Spurenstoffe beschrieben und nachgewiesen (siehe auch Kapitel 2.2, Huber et al., 2005, Joss et al., 2006, Ternes et al., 2006, Snyder et al., 2007, Schmitt-Jansen et al., 2007, Deborde und von Gunten, 2008). Bisher nicht abschließend erforscht sind die Eigenschaften und Umweltauswirkungen möglicher Transformationsprodukte (Schirmer, 2011, Miehe, 2011).



3. Motivation und Zielsetzung

Im Laufe des 20. Jahrhunderts haben sich die Lebenserwartung und die Lebensqualität der Menschen in Industrieländern drastisch erhöht. Dies kann im Wesentlichen auf die Erfolge von Hygiene und öffentlicher Gesundheit zurückgeführt werden, zu denen die Errichtung von Wasserversorgungs- und Abwasserbehandlungsanlagen einen zentralen Beitrag geleistet haben (Bunker et al., 1994, Exner et al., 2001). Schon vor über 4.000 Jahren wurde in Ägypten ein Zusammenhang zwischen verschmutztem Wasser und dem Ausbruch von Epidemien erkannt (Morris, 2003). Doch erst durch die Erfindung des Mikroskops im Jahre 1683 durch Antonie van Leewenhoek konnte die Existenz von Mikroorganismen nachgewiesen werden. Rund 200 Jahre später wies Robert Koch nach, dass spezifische Mikroorganismen jeweils spezifische Krankheiten verursachen können. Nach Ausbruch der Cholera in Hamburg im Jahr 1892 entwickelte Robert Koch Systeme zur Wasserfiltration, die in der Lage waren, Bakterien weitgehend zurückzuhalten. Seit den 1920er Jahren hat die klassische Kombination von Sedimentation, Filtration und Chlorung Ausbrüche von Cholera und Typhus in den Industrieländern, wo diese Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung angewendet wurden, nahezu verschwinden lassen (Smeets et al., 2006). Trotz dieser bahnbrechenden Innovationen im Bereich der Trinkwasseraufbereitung zu Beginn des 20. Jahrhunderts, stellen durch Wasser übertragbare Krankheiten auch im 21. Jahrhundert nach wie vor noch weltweit eine große Herausforderung dar. Rose und Masago (2008) führten dies unter anderem darauf zurück, dass der Elimination von Krankheitserregern in der Abwasserbehandlung bislang zu wenig Aufmerksamkeit gewidmet wurde.

Das Verfahren, das zur (Ab-)Wasserdesinfektion weltweit immer noch am häufigsten eingesetzt wird, ist die Chlorung (Lazarova et al., 1999). Ein sich näherndes Ende der „Chlor-Ära“ wird jedoch prognostiziert, wodurch ein Forschungsbedarf bei der Entwicklung effizienter Methoden der Wasser-, Abwasser- und Schlammdeinfektion entsteht, bei deren Anwendung unerwünschte Nebeneffekte weitgehend vermieden werden können (Sedlak und von Gunten, 2011, Cabaj et al., 2012). Im Jahr 1979 nutzten 95 % der befragten kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen der Vereinigten Staaten von Amerika Chlor zur Desinfektion von behandeltem Abwasser. Seitdem hat sich der Prozentsatz, aufgrund von Bedenken, die auf neueren Erkenntnissen hinsichtlich einer Desinfektion mit Chlor und Chlorverbindungen basieren, auf 75 % im Jahr 2003 verringert (Leong et al., 2008).

Zu diesen Erkenntnissen zählen vor allem die Chlorresistenz einiger Krankheitserreger (z. B.: Oozysten von *Cryptosporidium* spp. (Carey et al., 2004) und Noroviren (Shin und Sobsey, 2008)) sowie die Gefahr der Bildung einer Reihe potentiell gesundheitsschädlicher DNP, wie THM, HAA und NDMA (Rook, 1974, Richardson, 2002, Schreiber und Mitch, 2006). Abläufe kommunaler Kläranlagen enthalten in der Regel eine weitaus höhere Konzentration organischer Substanzen und weiterer Vorläufersubstanzen von Desinfektionsnebenprodukten, als dies in der Trinkwasseraufbereitung der Fall ist. Dadurch ist das Bildungspotential von Desinfektionsnebenprodukten bei der Desinfektion von behandeltem Abwasser deutlich höher als bei der Trinkwasserdesinfektion. Weitere Nachteile bei der Nutzung von Chlor und seinen Verbindungen bestehen aufgrund von Betriebssicherheitsbedenken beim Transport und Umgang mit den entsprechenden Gefahrstoffen und der Toxizität von Restdesinfektionsmitteln.

Als Alternative zur Verwendung von Chlor und Chlorverbindungen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser, stehen zahlreiche erprobte und neu entwickelte Verfahren wie beispielsweise UV-Bestrahlung, Ozonung, Ultra-/Nanofiltration, Pasteurisierung sowie die Dosierung von Chlordioxid, Peressigsäure und Wasserstoffperoxid zur Verfügung. Ein ideales Desinfektionsmittel sollte die folgenden Anforderungen erfüllen:

- effektive und schnelle Zerstörung, Inaktivierung oder Rückhalt eines breiten Spektrums an pathogenen Mikroorganismen,
- keine Toxizität gegenüber Menschen und Tieren,
- keine Reaktion mit sonstigen Wasserbestandteilen,
- dauerhafte Depotwirkung,
- bewirkt höchstens minimale Veränderung der Wassercharakteristik (z. B.: Salzgehalt),
- ungefährlich bei Transport, Lagerung, Handhabung und Gebrauch,
- nicht korrosiv und nicht färbend,
- pH-Wert unabhängig,
- wirksam bei Umgebungstemperatur,
- einfache Anwendbarkeit, gute Kontroll- und Überwachungsmöglichkeiten,
- bewirkt keine ästhetische Beeinträchtigung des behandelten Wassers,
- kostengünstig und in großen Mengen verfügbar

(nach: Eichelsdörfer, 1996, in: Chrobok, 2003, Tchobanoglous et al., 2003, Curtis, 2003, Asano et al., 2007). Zusätzliche positive Nebeneffekte der Desinfektionsmaßnahme auf die Wasserqualität können zu einer Erhöhung der

Kosteneffizienz des Desinfektionsverfahrens beitragen, indem mehrere Reinigungsziele mit Hilfe einer Verfahrensstufe erreicht werden. So ist für Wasser zur urbanen Wasserwiederverwendung häufig eine Entfärbung und Desodorierung erwünscht. Des Weiteren wurde in den letzten Jahren vermehrt die Entfernung anthropogener Spurenstoffe (Schluep et al., 2006, LANUV, 2007, Snyder et al., 2007) aus dem Abwasser als zukünftige Anforderung der kommunalen Abwasserbehandlung diskutiert.

Die Ergebnisse vieler Autoren, die einzelne Studien zur Desinfektionswirksamkeit spezifischer Verfahren verfasst haben, sind aufgrund der großen Zahl relevanter Variablen kaum miteinander vergleichbar (Botzenhart, 2007). Des Weiteren ist bekannt, dass Labororganismen, wie sie in den meisten Studien verwendet wurden, empfindlicher gegenüber Desinfektionsmaßnahmen sind als natürlicherweise im Abwasser vorkommende Mikroorganismen (Smeets et al., 2006). Junge Bakterienkulturen und frei schwebende Organismen werden durch die verschiedenen Desinfektionsmittel schneller inaktiviert als ältere Bakterienkulturen und aggregiert oder partikelassoziiert vorliegende Mikroorganismen (Jacangelo et al., 2002).

In der vorliegenden Arbeit wurden die Desinfektionsmethoden zur Untersuchung ausgewählt, die momentan am häufigsten zur Desinfektion von behandeltem Abwasser angewendet werden. Hierfür wurden neben der Chlorung die Ozonung, die UV-Bestrahlung sowie die Chlordioxid dosierung identifiziert (Tchobanoglous et al., 2003, Leong et al., 2008). Anstatt der konventionellen Chlorung wird die Chloreelektrolyse, deren Wirkung ebenfalls auf der mikrobiellen Inaktivierung mittels Chlorverbindungen basiert, als ein innovatives Desinfektionsverfahren für behandeltes Abwasser in die Untersuchungen integriert. Während eines kontinuierlichen Betriebes im halbbetrieblichen Maßstab wird kommunales Abwasser, welches mit unterschiedlichen vorgeschalteten Behandlungsverfahren gereinigt wird, desinfiziert. Der parallele Betrieb der Desinfektionsverfahren unter identischen Randbedingungen bewirkt eine direkte Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Verfahren. Die Verwendung von realem Abwasser, mit natürlicherweise vorkommenden Mikroorganismen anstatt mit Labororganismen, ermöglicht eine direkte Übertragbarkeit der erzielten Ergebnisse auf die Praxis.

Der Verfahrensschritt der Desinfektion wird unter Einbeziehung der vorhergehenden Behandlungsprozesse sowie der anschließenden beabsichtigten Nutzung, nach den in Tabelle 7 aufgeführten Kriterien analysiert.

Tabelle 7: Untersuchungsschwerpunkte

| Kriterien zur Beurteilung des Desinfektionsverfahrens | Evaluationsparameter |
|---|---|
| (1) Inaktivierung von Krankheitserregern | Indikatororganismen (<i>E. coli</i> , gesamtcoliforme Bakterien, Enterokokken, somatische Coliphagen) |
| (2) Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers | Indikatororganismen (Koloniezahl, <i>P. aeruginosa</i> , (<i>E. coli</i> , gesamtcoliforme Bakterien)), organische Substanzen |
| (3) Auswirkungen auf die Umwelt | Toxizität, spez. Desinfektionsnebenprodukte, Restdesinfektionsmittel, Auswirkungen auf weitere Wasserinhaltsstoffe (z. B.: Spurenstoffe, organische Substanzen) |
| (4) Kosteneffizienz und Praktikabilität | Kapital- und Betriebskosten, Energiebedarf, deskriptiver Vergleich von Betriebsaspekten (im Wesentlichen auf Basis von Literaturdaten) |

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist eine vergleichende Untersuchung zum Einsatz von Desinfektionsverfahren in der kommunalen Abwasserbehandlung. Neben einer theoretischen Grundlagenstudie im Vorfeld wurde anhand der eingesetzten Versuchsanlagen untersucht, unter welchen abwassertechnischen Randbedingungen welches Verfahren unter hygienischen, ökologischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten, im Hinblick auf eine mögliche Wasserwiederverwendung, eingesetzt werden kann. Außerdem wurde untersucht, welchen Einfluss die Art der Abwasserbehandlung vor der Desinfektionsstufe auf den Desinfektionserfolg hat.

Die Auswahl der zu untersuchenden Abwasserbehandlungsverfahren lehnte sich an die Richtlinie der USEPA (2012) an, die, je nach beabsichtigter Art der Wasserwiederverwendung und dem damit verbundenen zu erwartenden Expositionsgrad des Menschen gegenüber dem behandelten Wasser, einen entsprechend angepassten Grad der Abwasserbehandlung empfiehlt. Eine mechanisch-biologische Abwasserbehandlung (secondary treatment) mit nachgeschalteter Desinfektion wird als Behandlungsverfahren für Arten der Wasserwiederverwendung beschrieben, bei denen nur eine eingeschränkte Exposition des Menschen gegenüber dem behandelten Wasser zu erwarten ist (z. B.: landwirtschaftliche Bewässerung von Non-Food-Kulturen oder

industrielle Kühlwassernutzung). Steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Menschen mit dem Wasser zur Wiederverwendung in Kontakt kommen können (z. B. bei der häuslichen Wasserwiederverwendung oder der landwirtschaftlichen Bewässerung von Kulturen zur Nahrungsmittelerzeugung), empfiehlt die Richtlinie eine weitergehende Abwasserbehandlung mit mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung und anschließender Filtration (tertiary treatment) mit nachgeschalteter Desinfektion. Eine Wasserwiederverwendung von Abläufen rein mechanischer Abwasserbehandlung (primary treatment) wird nicht empfohlen. Weltweit wird jedoch, wegen mangelnder finanzieller und technischer Ressourcen, eine Wasserwiederverwendung, auch ohne vorherige adäquate Abwasserbehandlung, häufig praktiziert (Cornel und Meda, 2008, Jimenez-Cisneros, 2011). Die chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlung (chemically enhanced primary treatment (CEPT)) wurde von Harleman und Murcott (2001) als die kostengünstigste Abwasserbehandlungsmethode beschrieben, bei der der Ablauf desinfiziert und wiederverwendet werden kann. De Feo et al (2012) berichten darüber hinaus, dass die Energiebilanz dieses Verfahrens, durch die Einsparung der Belüftung und die Möglichkeit der Biogasgewinnung aus Primärschlamm, günstiger ist als bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren. Vor diesem Hintergrund wird in dieser Arbeit auch untersucht, ob eine Desinfektion direkt im Anschluss an eine chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlung (CEPT) einen Ablauf erzeugt, der für eine Wasserwiederverwendung geeignet ist.



4. Material und Methoden

4.1. Übersicht über die Versuchsphasen

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit basieren auf Versuchen, die mit Versuchsanlagen im halbtechnischen Maßstab auf dem Versuchsfeld des Instituts IWAR auf dem Gelände der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt der HEAG Südhessischen Energie (HSE) AG erzielt wurden. Eine Übersicht der Verfahrensschemata der unterschiedlichen Abwasserbehandlungsverfahren der jeweiligen Versuchsphasen ist in Abbildung 15 dargestellt. Anlagenkomponenten des Klärwerks Süd sind in der nachfolgenden Abbildung dünn umrandet, Anlagenkomponenten der Versuchsanlagen sind fett umrandet.

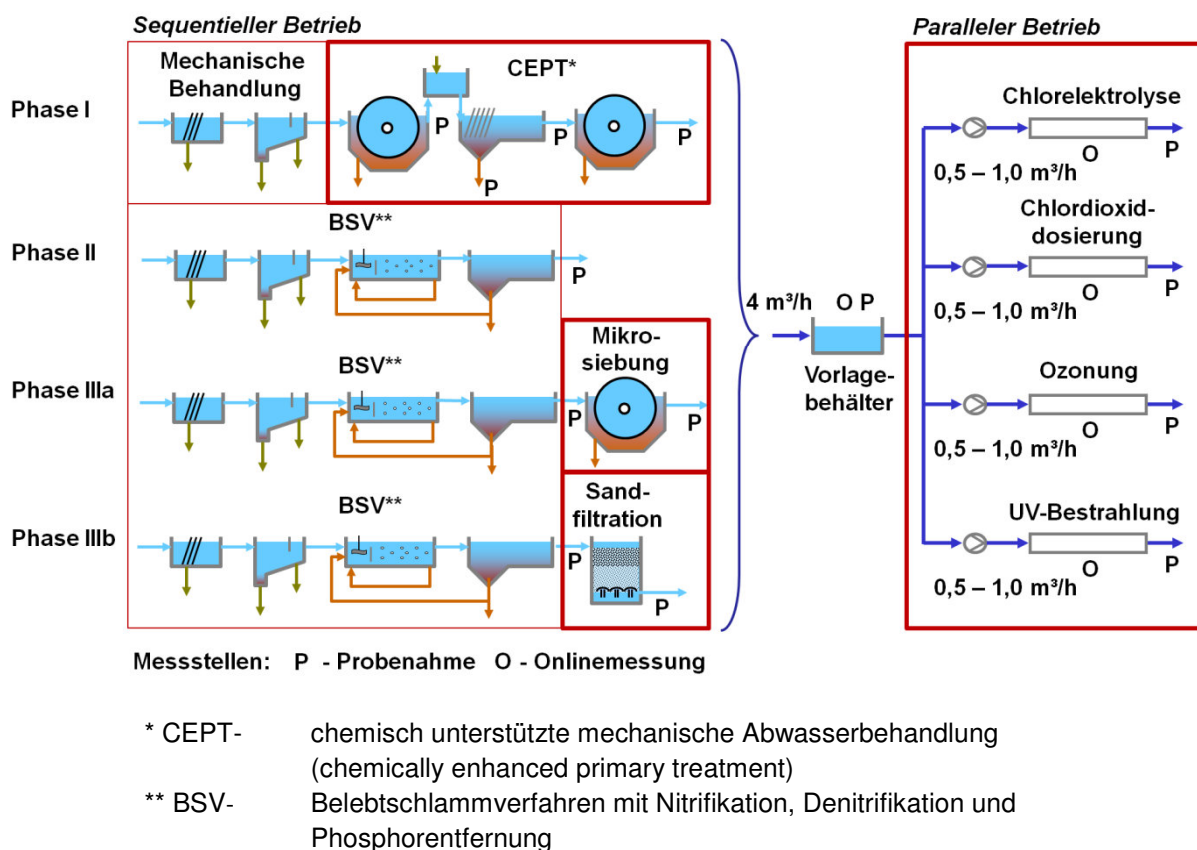


Abbildung 15: Verfahrensschema der verschiedenen Versuchsphasen

Die Versuchsdurchführung erfolgte in vier sequentiell durchgeführten Versuchsphasen in einem Zeitraum von insgesamt 2,5 Jahren; beginnend im August 2008. Während jeder der vier Versuchsphasen wurden parallel vier verschiedene Desinfektionsverfahren im Ablauf der unterschiedlichen Abwasserbehandlungsverfahren betrieben und untersucht. Eine tabellarische Auflis-

tung der Versuchsphasen und Bilder der Versuchsanlagen finden sich in Anhang 2 und Anhang 14. Alle Parameter zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit der einzelnen Desinfektionsverfahren zur Inaktivierung von Krankheitserregern sowie hinsichtlich der Auswirkungen auf die Umwelt (Kriterien (1) und (3), siehe Tabelle 7) wurden während jeder der oben beschriebenen Versuchsphasen ermittelt. Weitere Erläuterungen zum Ablauf der einzelnen Versuchsphasen finden sich in den folgenden Kapiteln und in Anhang 2.

Die Ermittlung der Parameter zur Beurteilung der mikrobiologischen Stabilität (Kriterium (2)) erfolgte in einer gesonderten Versuchsphase, bei der die Versuchsanlagen analog zur Verfahrensvariante Phase IIIa betrieben wurden (Abbildung 15). Der Ablauf der vier verschiedenen Desinfektionsanlagen sowie eine nicht desinfizierte Ablaufprobe wurden für zwei Wochen bei 25 °C im Dunkeln aufbewahrt. Zu Beginn des Versuchs ($t=0$), nach 2, nach 5 und nach 7 Stunden sowie nach 1, 3, 6, 9 und 14 Tagen wurden mikrobiologische und physikalisch-chemische Analysen durchgeführt.

Die Kosteneffizienz und Praktikabilität der untersuchten Desinfektionsverfahren (Kriterium (4)) wurden im Wesentlichen auf Grundlage von Literaturdaten beurteilt. Zusätzlich wurde der Stromverbrauch der Versuchsanlagen während der Versuchsphase IIIa jeweils zu Zeitpunkten gemessen, an denen vergleichbare Desinfektionsleistungen der einzelnen Desinfektionsverfahren erzielt wurden.

4.2. Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion

Im Folgenden werden sowohl die Versuchsanlagen vor der Desinfektion als auch den Desinfektionsanlagen vorgeschaltete Anlagenkomponenten, die Bestandteile der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt sind, beschrieben (siehe Abbildung 15).

4.2.1. Chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlungsstufe - Phase I

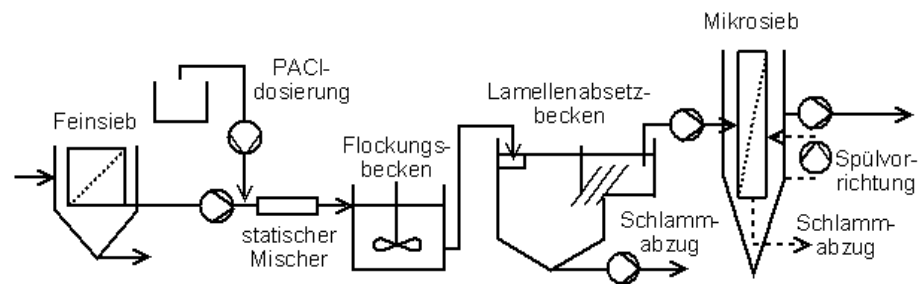


Abbildung 16: Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase I

Während der Phase I der Untersuchungen wurde der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt ein Teilstrom nach dem Sandfang kontinuierlich entnommen. Das Fließschema der nachfolgenden Behandlungsstufen ist in Abbildung 16 dargestellt. Nach einer Feinsiebung mit einem Spaltsieb (Passavant GmbH, Aarbergen) mit Spaltweiten von 0,5 mm wurde Fäll- und Flockungsmittel mittels einer Membrandosierpumpe zudosiert. Im Vorfeld wurden Laborversuche mit Produkten verschiedener Anbieter durchgeführt. Die beste Fällungs- und Flockungswirkung wurde mit den Produkten PAX XL 31 (Polyaluminiumchlorid (PACl), Kemira Germany GmbH, Rheinberg) und Splitol (Bentonitprodukt, Erbslöh Lohrheim GmbH, Lohrheim) erzielt. Die Verwendung des letztgenannten Produktes hätte im Betrieb deutlich höhere Kosten verursacht. Die Praxisrelevanz dieses Produkts für den in der vorliegenden Arbeit betrachteten Anwendungsfall wird aus ökonomischen Gründen als gering erachtet, weshalb für die weiteren Untersuchungen das Produkt PAX XL 31 verwendet wurde. In weiteren Jarrestests¹⁷ wurde die Dosiermenge des PACl für die Versuchsanlage in Abhängigkeit der erzielten Eliminationsleistung anhand der Parameter chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und Trübung des Überstandwassers bestimmt. Die vollständigen Ergebnisse der Vorversuche können dem Anhang 3 entnommen werden. Die Dosierstelle für das PACl mit einer Membrandosierpumpe mit durchflussbezogener Dosiermenge von 150 bis 250 mL/m³ befand sich direkt im Anschluss an die Exzentrerschneckenpumpe zur Förderung des zu behandelnden Abwassers. Sie verfügte über eine regelbare Förderkapazität von 3 bis 6 m³/h und wurde gefolgt von einem statischen Mischer (PMS Mischersysteme und Technik, Arnsberg). Dadurch wurde eine homogene Einmischung des Fällungs- und Flockungsmittels bewirkt, um eine nachfolgende Entstabilisierung von Trübstoffen und Kolloiden gewährleisten zu

¹⁷ Jarrestests – Standardmethode zur experimentellen Bestimmung des optimalen Einsatzes von Fällungs- und Flockungsmitteln mit Hilfe eines Reihentrührgerätes mit sechs gleichen Bechergläsern (nach Anger, 2004).

können. Eine magnetisch induktive Durchflussmessung (Endress und Hauser Messtechnik GmbH u. Co. KG, Weil am Rhein) war in der Zuleitung zum Flockungsbecken installiert. Im Flockungsbecken von 1 m³ Volumen fand bei einer langsamen Durchmischung mittels eines frequenzgesteuerten Rührwerks (~30 Umdrehungen/Minute) die Flockenbildung statt.

Im nachgeschalteten Lamellenabsetzbecken (JKF GmbH & Co. KG, Pforzheim) mit einer rechnerischen Aufenthaltszeit von 21 Minuten bei einem Durchfluss Q von 4 m³/h wurden die Flocken abgetrennt, der Schlamm kontinuierlich abgezogen und der Überlauf dem Mikrosieb zugeleitet. Der Volumenstrom des Schlammbzugs wurde gemäß dem gemessenen Vergleichsschlammvolumen der Vorversuche abgeschätzt und auf 15 % des Zulaufvolumenstroms (450 bis 900 L/h) eingestellt. Das Gefälle der Zuleitung zum Lamellenabsetzbecken wurde im Zuge der Versuchsanlagenoptimierung verringert, um eine Zerstörung der Makroflocken zu verhindern. Weiterhin wurden die Eigenschaften des Lamellenabsetzbeckens durch den Umbau der Prallwände im Einlaufbereich dahingehend verändert, dass hydraulische Toträume weitestgehend vermieden werden konnten. Das Lamellenabsetzbecken hatte ein effektives Volumen von 1,4 m³ mit eingebauten Lamellen im Winkel von $\alpha=55^\circ$, einem Abstand von 4 cm und einer Oberfläche A von insgesamt 8 m² (max. Oberflächenbelastung $q_A=Q/(A \cdot \cos\alpha)=0,87$ m/h). Nach der Mikrosiebung (RoDisc, Huber SE, Berching) mit einer Maschenweite von 10 μm wurde das behandelte Abwasser den Desinfektionsanlagen mittels einer frequenzgesteuerten Exzentrerschneckenpumpe mit einer Förderkapazität von 2 bis 5 m³/h zugeführt. Die technischen Details des Mikrosiebes und dessen Betrieb sind im Kapitel 4.2.3 beschrieben. Im Unterschied zu der in Kapitel 4.2.3 beschriebenen Betriebsweise des Mikrosiebes erfolgte die Spülung der Siebscheiben mit Trinkwasser anstatt mit Filtratwasser. Der Grund hierfür lag in der Begrenzung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Lamellenabsetzbeckens auf maximal 4 m³/h. Durch die Spülung mit Trinkwasser konnte der gesamte vom Lamellenabsetzbecken zufließende Abwasservolumenstrom den Desinfektionsanlagen zugeführt werden. Durch Messung der Leitfähigkeit im Zulauf zum Mikrosieb, im Filtratwasser und im Trinkwasser, konnte die jeweilige Spülwassermenge, die von den Scheiben reflektiert wurde und mit dem Filtratwasser abgezogen wurde, abgeschätzt werden. Sie belief sich während der ersten Tage des stabilen Betriebs dieser Versuchsphase in einem Bereich zwischen 6 und 7 % des Zulaufs und wurde bei der Ergebnisauswertung berücksichtigt.

4.2.2. Belebtschlammverfahren, inklusive Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination - Phase II

Ein Teilstrom des Ablaufs der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage in Darmstadt-Eberstadt von 4 m³/h wurde während der Phase II der Untersuchungen als Zulauf den vier parallel geschalteten Desinfektionsanlagen der Versuchsanlagen zugeführt. Das vereinfachte Fließschema der Behandlungsstufen der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage ist in Abbildung 17 dargestellt.

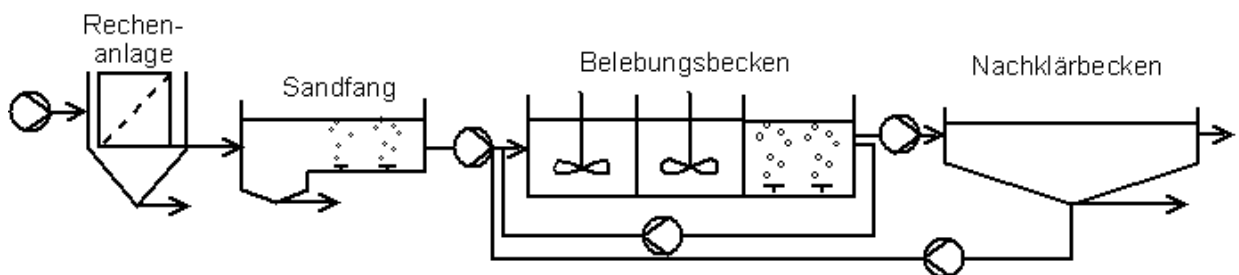


Abbildung 17: Kommunale Abwasserbehandlungsanlage vor der Desinfektion, Phase II

Die kommunale Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt hat eine Auslegungsgröße von 35.000 Einwohnergleichwerten mit einem Tageszufluss Q_d von rund 6.500 m³/d und umfasst jeweils zwei parallel geschaltete

- Rechenanlagen mit Gitterstababständen von 6 mm,
- 2 belüftete Sandfänge mit einem Volumen von je 300 m³, einer Länge von 6 m und Aufenthaltszeiten bei Trockenwetter von 19 Minuten,
- 2 Belebungsanlagen einschließlich Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorentfernung sowie 2 Nachklärbecken.
 - Gesamtvolumen der Belebungsbecken je 3.000 m³, davon je 1.235 m³ Nitrifikationszone, 1.045 m³ Denitrifikationszone und 720 m³ Wechselzone. Der Durchmesser der Rundbecken umfasst je 28 m und die Tiefe je 5 m.
 - Die Belebungsanlage wird mit einem durchschnittlichen Schlammalter von 12 Tagen, einem Trockensubstanzgehalt von 5 g/L und einer Schlammbelastung von 0,05 kg BSB₅/(kg AFS·d) betrieben. Die Anlage behandelt pro Jahr rund 2 Mio. m³ Abwasser.
 - Die Nachklärbecken haben ein Volumen von je 2.725 m³ mit einer jeweiligen Tiefe von 4 m, einem Durchmesser von 30 m und einer Oberfläche von je 707 m² (HSE, 2007).

4.2.3. Belebtschlammverfahren mit anschließender Mikro-siebung - Phase IIIa

Während der Phase IIIa wurde der Ablauf der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt (identisch zur Phase II) zuerst über ein Mikrosieb geführt und anschließend den Desinfektionsanlagen zugeleitet (Abbildung 18). Bei dem Mikrosieb handelte es sich um einen RoDisc-Scheibenfilter (Huber SE, Berching) mit einer Maschenweite von 10 µm.

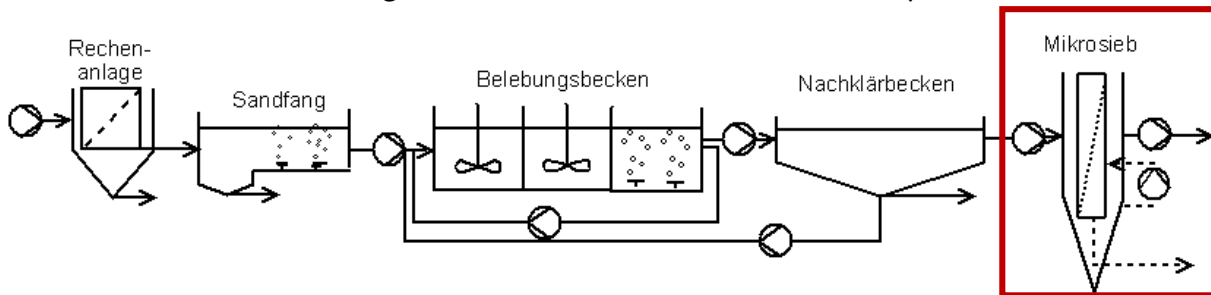


Abbildung 18: Versuchsanlage (umrandet) zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase IIIa

Der Scheibenfilter bestand aus einer horizontal gelagerten und drehbaren Filterscheibe, die auf einer zentralen Welle montiert und bis zu 60 % eingestaut war. Die Filterscheibe bestand aus einzelnen Segmenten, die mit zwei Filterplatten ausgerüstet waren, an welchen das Maschengewebe fixiert war. Die Segmente wurden durch das zu reinigende Abwasser von innen nach außen durchströmt. Die maximale Flächenbelastung für die eingesetzte Filterscheibe mit einer gesamten Filterfläche von 4,28 m² betrug 1,9 m/h, die minimale 0,6 m/h. Während der Filtration lagerten sich Feststoffpartikel an der Siebfläche ab, wobei mit zunehmender Filtrationsdauer das Quadratmaschengewebe durch zurückgehaltene Feststoffe belegt wurde. Beim Erreichen einer vorgewählten maximalen Wasserspiegelhöhendifferenz (hydraulischer Druckverlust) von 10 cm erfolgte die Reinigung der Filterfläche durch eine der Filterfläche entlanggeführte Spritzdüsenleiste während der langsamen Rotation der Scheibe. Die Beschickung der Düsen erfolgte über eine Spülwasserpumpe, die mit einem Druck von 7 bar das Filtratwasser zu den Filterflächen leitete. Die Siebung wurde bei diesem Reinigungsprozess nicht unterbrochen. Das Spülwasser mit dem abgespülten Schlamm/Siebgut verließ die Anlage über eine Freispiegelleitung und wurde anschließend zum Zulauf der Abwasserbehandlungsanlage gefördert.

4.2.4. Belebtschlammverfahren mit anschließender Sandfiltration - Phase IIIb

Während der Phase IIIb wurde der Ablauf der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt (identisch zur Phase II) zuerst über einen Sandfilter (RB-Umwelttechnik, Pressbaum, Österreich) geführt und anschließend den Desinfektionsanlagen zugeleitet (Abbildung 19).

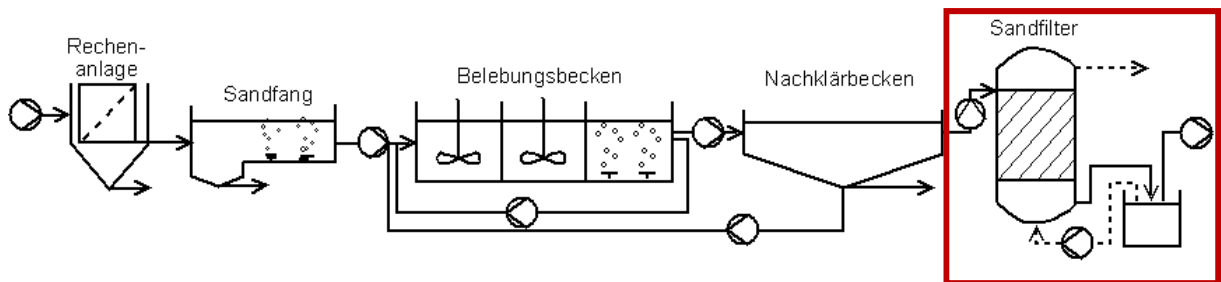


Abbildung 19: Versuchsanlage (umrandet) zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Phase IIIb

Bei dem eingesetzten Drucksandfilter handelte es sich um eine mit Filtratwasser automatisch rückspülbare Zweischichtfilteranlage. Auf einer Quarzkies-Stützschrift folgten die beiden Filterschichten aus Quarzsand (Körnung: 0,8 bis 1,2 mm) und Hydroanthrazit (Körnung: 1,25 bis 3,15 mm). Das Filtergehäuse bestand aus Polyethylen und war mit glasfaserverstärktem Epoxydharz umwickelt. Der Filter hatte einen Durchmesser von 62 cm ($A=0,3 \text{ m}^2$), eine Filterbetthöhe von 160 cm mit oberem Verteilersystem für die Filtration und unterem Verteilersystem für die Rückspülung. Bei einem maximalen Durchfluss von $4,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ergab sich eine Filtergeschwindigkeit von $14,9 \text{ m/h}$, bei einem minimalen Durchfluss von $2,5 \text{ m}^3/\text{h}$ eine Filtergeschwindigkeit von $8,3 \text{ m/h}$. Die Rückspülung erfolgte automatisch mittels Differenzdruckschalter. Ab einem voreingestellten Differenzdruck, der sich durch die Belegung des Filters aufgebaut hatte, wurde eine Rückspülung des Filters mit Filtratwasser ausgelöst. Das Spülwasser wurde dem Zulauf der Abwasserbehandlungsanlage zugeführt.

4.3. Versuchsanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser

Die Versuchsanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser wurden ebenfalls auf dem Gelände der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt im halbtechnischen Maßstab errichtet. Die Versuchsanordnung war während jeder der vier Versuchsphasen identisch (vgl. Abbildung 15). Es wurden eine Chlorelektrolyseanlage, eine Chlordioxidanlage, eine UV-Desinfektionsanlage sowie eine Ozonungsanlage in zwei

Seecontainer eingebaut. Bei allen vier Desinfektionsanlagen handelte es sich um Sonderanfertigungen, die an die speziellen Randbedingungen einer abwassertechnischen Versuchsanlage angepasst wurden. Eine gesonderte Steuereinheit gewährleistete eine kontinuierliche Betriebsüberwachung und Datenaufzeichnung der gesamten Anlagen sowie die Verknüpfung der sicherheitstechnischen Einrichtungen (Gassensoren, Ventilatoren, Wasserstands- und Drucksensoren etc.) zur Notabschaltung der Anlagen. Die einzelnen Desinfektionsanlagen verfügten außerdem über eigenständige Steuereinheiten und Regelkreise. Die zentrale Steuerungs- und Regeleinheit basierte auf modularen, frei programmierbaren Automationssystemkomponenten (TAC, Malmö, Schweden), die über eine Bedienoberfläche am angeschlossenen Computer an unterschiedliche Versuchsbedingungen anpassbar waren. Die online gemessenen Daten konnten ebenfalls direkt über den angeschlossenen Computer visualisiert und aufgezeichnet werden.

An der Zulaufleitung zum Vorlagebehälter im Versuchscontainer war ein abflammbares Probenahmeventil angebracht. Im Vorlagebehälter waren ein Füllstandssensor, eine pH- und eine Leitfähigkeitssonde (Endress und Hauser Messtechnik GmbH u. Co. KG, Weil am Rhein) sowie eine Sonde zur Messung des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK₂₅₄) (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf) eingebaut. Die Messwerte der drei Sonden wurden direkt am Messumformer über dem Vorlagebehälter angezeigt und an die Anlagensteuerung übertragen. Die online gemessenen Daten konnten optional direkt zur zentralen Anlagensteuerung weiterverwendet werden. Vier frequenzgesteuerte Exzenter-schneckenpumpen förderten das Abwasser aus dem Vorlagenbehälter zu den vier, in den folgenden Kapiteln beschriebenen, Desinfektionsanlagen.

4.3.1. Chlorelektrolyseanlage

Die Chlorelektrolyseanlage (newtec Umwelttechnik GmbH, Berlin) stellte gasförmiges Chlor und weitere elektrochemisch generierte Oxidantien (ECO) aus Kochsalz, enthärtetem Wasser und elektrischem Strom vor Ort her (Abbildung 8). Die Anlage wurde in ihrer Leistung soweit reduziert (Größe der Elektroden), dass sie bei einer Stromstärke von 10 A in einen Volumenstrom von 1 m³/h Abwasser laut Herstellerangaben (Messung siehe Kapitel 4.2.1.1) eine maximale Konzentration von 10 mg/L an freiem Chlor eintragen konnte. Hierzu wurden auch die hydraulischen Armaturen und das Gaseintragssystem auf die verringerte Durchsatzmenge angepasst.

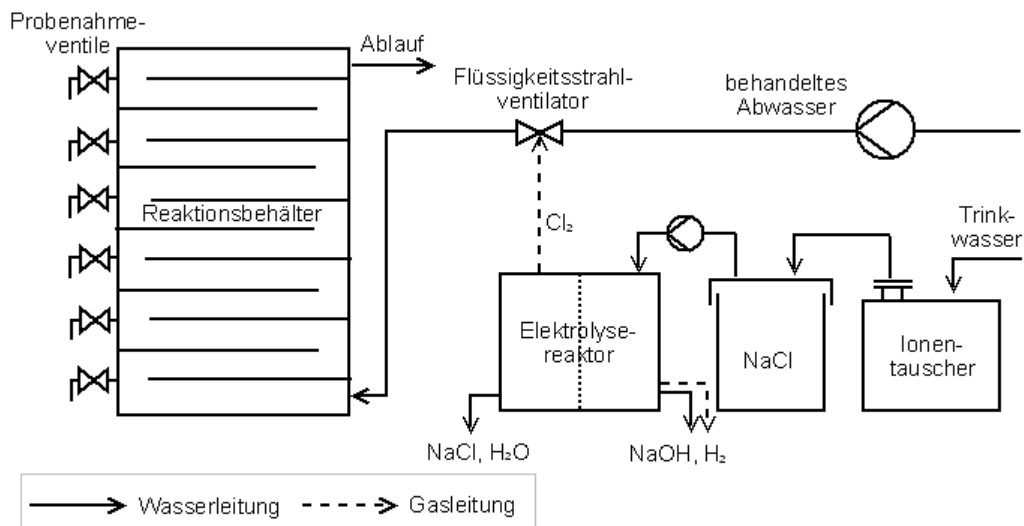
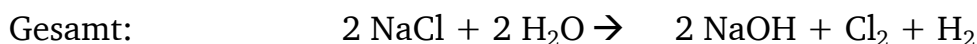
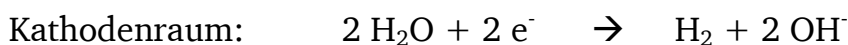


Abbildung 20: Fließschema der Chlorelektrolyseanlage

Der Chlorelektrolysereaktor arbeitete unter Einsatz einer Membranzelle. Kathoden- und Anodenraum waren durch eine perfluorierte, polymere Kationenaustauschermembran voneinander getrennt. Diese erlaubt die Trennung des produzierten Wasserstoffs vom produzierten Chlor und verhindert, dass diese miteinander reagieren können. Außerdem werden auf diese Weise Nebenreaktionen wie die Hypochlorit- und Chloratbildung unterdrückt (Schmidt, 2004). Die Chlorgasproduktion erfolgte nach folgendem Prinzip: die aus der Dissoziation des Natriumchlorids entstandenen Natrium-Ionen diffundieren aufgrund des angelegten elektrischen Felds durch die Membran in den Kathodenraum. An der platiniierten Titananode werden die entstandenen Chlorid-Ionen zu Chlor oxidiert. An der Stahlkathode wird Wasser zu Wasserstoff und Hydroxid-Ionen reduziert (siehe Abbildung 8).

Folgende grundlegenden Reaktionen laufen im Elektrolysereaktor ab (nach Varjian, 2003):



Die Zuleitung von NaCl in den Anodenraum erfolgte mit Hilfe einer Dosierpumpe, die Kochsalzlösung (300 g NaCl/L) aus einem Vorlagebehälter in die Elektrolysezelle förderte. Das Wasser zur Herstellung der Solelösung bestand aus Leitungswasser, welches mittel Ionenaustauscher zuvor enthärtet wurde. Von der Reinheit der Natriumchloridsole hängt in starkem Maße die Lebensdauer der Membranen ab (Wolf, 2009). Der Kathodenraum wurde ebenfalls mit enthärtetem Wasser gespeist. Chlorgas und mögliche weitere ECO (siehe auch

Kapitel 2.2.2) wurden aus dem Anodenraum abgezogen und mittels zweier parallel eingebauter Flüssigkeitsstrahl-Ventilatoren in den Abwasserstrom eingetragen. Sie arbeiteten nach dem Strahlpumpenprinzip ohne mechanischen Antrieb. Der Abwasserstrahl wurde nach dem Austritt aus der Treibdüse in einzelne Tropfen aufgelöst. Diese nahmen das Chlorgasgemisch mit und förderten es in den speziell angefertigten Reaktionsbehälter. Auf der Kathodenseite wurde der dort entstehende Wasserstoff permanent verdünnt und durch einen Ventilator ausgeblasen. Ein Strömungssensor überwachte diesen Prozess. Über ein zeitgesteuertes Auslaufventil wurde in regelmäßigen Abständen Natronlauge aus dem Kathodenraum abgezogen und entsorgt. Aus dem Anodenraum wurde täglich per Hand 50 bis 200 mL Anolyt (abkonzentrierte Sole) entnommen und entsorgt. Die Nachspeisung des Anodenraums mit konzentrierter Kochsalzlösung und die des Kathodenraums mit enthärtetem Wasser wurden anschließend durch den jeweiligen Wasserstandssensor ausgelöst. Die Elektroden wurden nach jeweils einem Jahr Betriebsdauer erneuert; die Membran nach 6 bis 8 Monaten Betriebsdauer. Die Anlagensteuerung wurde während der Betriebslaufzeit fortwährend kontrolliert und an die Versuchsbedingungen angepasst. Die Anlagensteuerung sowie die Überwachung der relevanten Betriebsparameter wurden durch eine separate, programmierbare Steuereinheit gewährleistet.

Massenstrom des produzierten Chlorgases

In Versuchen, die im Vorfeld zu den Desinfektionsversuchen mit dem Chlorelektrolysereaktor durchgeführt wurden, wurde der Massenstrom des on-site produzierten Chlorgases bestimmt. Basierend auf den in Kapitel 2.2.2 vorgestellten Verfahrensgrundlagen wird davon ausgegangen, dass die elektrochemisch generierten Chlorverbindungen die dominierende Rolle bei der mikrobiellen Inaktivierung spielen. Im Rahmen der weiteren Versuchsdurchführungen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser war vorgesehen, den Chlorelektrolysereaktor mit einer konstanten Stromstärke von 10 A (entsprechend einer eingetragenen Ladung von 11,4 mAh je Liter behandeltes Wasser bzw. einer Stromdichte von 286 mA/cm²) zu betreiben. Nachdem der Elektrolysereaktor diese Stromstärke unter Betriebsbedingungen erreicht hatte, wurde mit Hilfe eines Gasprobennehmers (Desaga GmbH, Wiesloch) ein konstanter Gasvolumenstrom aus dem Reaktorraum über einen definierten Zeitraum abgezogen. In der Leitung zwischen dem Chlorelektrolysereaktor und dem Gasprobennehmer wurden drei Gaswaschflaschen mit Fritteneinsatz hintereinandergeschaltet angebracht (siehe Abbildung 21).



Abbildung 21: Versuchsaufbau zur Bestimmung der produzierten Chlorgasmenge

Die ersten beiden Gaswaschflaschen waren mit jeweils 30 mL 0,1-molarer Natronlauge gefüllt; die dritte mit 100 mL destilliertem Wasser. Anschließend wurde die Konzentration von freiem Chlor (Cl_2 , HClO , ClO^-) und Gesamtchlor (freies und gebunden vorliegendes Chlor), einschließlich weiterer ECO, mittels der DPD-Methode (N,N-Diethyl-p-phenylendiamin) nach DIN EN ISO 7393-2 (2000) in der Natronlauge und im destillierten Wasser gemessen. Bei dieser Methode reagiert DPD direkt mit freiem Chlor unter Bildung einer rot gefärbten Verbindung. Die Konzentration von freiem Chlor wird spektrometrisch bestimmt. In einer zweiten Messung wird der Probe neben DPD noch Kaliumiodid hinzugegeben. Gesamtchlor sowie weitere oxidierende Substanzen (wie beispielsweise Wasserstoffperoxid, Ozon und Chlordioxid) reduzieren Iodid zu Iod, welches ebenfalls mit DPD reagiert. Weiterhin wurden die Chloridkonzentrationen ionenchromatographisch nach DIN EN ISO 10304-1 (2009) durch das Zentrallabor der Hessenwasser GmbH & Co KG, Darmstadt bestimmt.

Unter der Annahme, dass sich entsprechend folgender Gleichung zu gleichen Teilen Natriumhypochlorit und Natriumchlorid bilden:



konnte der erzeugte Massenstrom an Chlorgas anhand der gemessenen Natriumhypochlorit-Konzentration ermittelt werden. Natriumhypochlorit wurde mit der DPD-Methode vollständig erfasst. Die Störung durch das Natriumchlorid bei der Messung war vernachlässigbar. Durch die Absaugung des Messvolumenstroms wurde der Volumenstrom, der zur Injektion in das zu behandelnde Abwasser abgezogen wurde, qualitativ nicht beeinflusst.

Dieser Versuch wurde dreimal wiederholt und mit den Messdaten der ionenchromatographisch bestimmten Chloridkonzentrationen verifiziert. Die Berechnung ergab, dass bei einer Stromstärke von 10 A (bei neuen Elektroden und neuer Membran) ein Massenstrom von 12,3 g Cl_2/h durch den Chlorelektro-

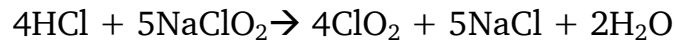
lysereaktor erzeugt wurde. Die ermittelte Dosis betrug 14,1 mg Cl_2/L bei einem zu behandelnden Wasservolumenstrom von 0,875 m^3/h .

Charakterisierung der hydraulischen Bedingungen im Reaktionsraum

Sowohl für die Chlorelektrolyseanlage als auch für die Chlordioxidanlage wurde ein PVC-Reaktionsbehälter angefertigt, der jeweils ein Volumen von 500 Litern umfasste. Der Reaktionsbehälter wurde durch elf Trennböden in zwölf miteinander verbundene gleich große Kammern unterteilt (Abbildung 22). An einer Seitenwand des Behälters wurden jeweils zwischen zwei Kammern sechs abflammbare Probeentnahmehähne angebracht. An der gleichen Stelle wurden Handöffnungen eingearbeitet, um eine manuelle Reinigung des Reaktorinnenraumes zu ermöglichen. Das Abwasser durchströmte den Behälter serpentinenförmig, sodass eine angenäherte Pfropfenströmung vorgegeben war. Dies hat den Vorteil, dass, im Vergleich zu einem Behälter gleicher Größe ohne Einbauten, Kurzschlussströmungen verhindert werden konnten und eine gleichmäßigere Einwirkungszeit der Desinfektionsmittel gegeben war. Tracerversuche mit einer Kochsalzlösung und eine numerische Simulation zur Bestimmung der Aufenthaltszeit und der Fließgeschwindigkeiten wurden für diese Reaktionsbehälter durchgeführt. Die berechnete mittlere Aufenthaltszeit t_i [s] bis zum Probenahmeventil i ($t_i = \text{Reaktorvolumen } V_i [\text{m}^3]/\text{Durchfluss } Q [\text{m}^3/\text{s}]$) deckte sich mit geringen Abweichungen mit der Zeit, die 50 % des Tracers benötigte, um den Reaktionsbehälter bis zum jeweiligen Probenahmeventil zu durchströmen (T_{50}). Weiterhin wurden entsprechend die Aufenthaltszeiten T_{90} und T_{10} bestimmt. Das Verhältnis von T_{90}/T_{10} wird auch als Morrill Dispersions Index (MDI) bezeichnet. Er gibt Auskunft über die hydraulische Charakteristik eines Reaktionsbehälters. Bei einer idealen Pfropfenströmung ist dieser Wert genau 1. Wird ein Wert kleiner als 2 für einen Reaktionsbehälter ermittelt, kann dies als ausreichende Annäherung an eine Pfropfenströmung betrachtet werden (USEPA, 1986). Am oberen Probenahmeventil (siehe Abbildung 20) entspricht der MDI bei einem Durchfluss Q von 0,875 m^3/h genau dem Wert 2. Daraus kann gefolgert werden, dass der Reaktionsbehälter eine ausreichend gute Verteilung des Desinfektionsmittels gewährleistet und Kurzschlussströmungen weitestgehend vermieden werden. Die Ergebnisse dieser Vorversuche sowie eine Darstellung der Geschwindigkeitsverteilung, wie sie mit Hilfe des numerischen Strömungssimulationsprogramms Fluent für die Reaktionsbehälter berechnet wurde, können Anhang 4 entnommen werden.

4.3.2. Chlordioxidanlage

Die verwendete Chlordioxidanlage Bello Zon® CDVb (proMaqua GmbH, Heidelberg) arbeitet nach dem Säure-Chlorit-Verfahren. Dabei wurde eine Chlordioxidlösung durch die Umsetzung von Natriumchloritlösung mit Salzsäure erzeugt:



Die durch das Säure-Chlorit-Verfahren erzeugte Chlordioxidlösung mit 20 g ClO_2/L , wurde in einem Vorlagebehälter zusammen mit Trinkwasser zu einer Stammlösung mit einer Konzentration von 0,2 bis 1 g ClO_2/L angesetzt. Von hier aus wurde die vorverdünnte Chlordioxidlösung kontinuierlich über eine Membrandosierpumpe mit einer Förderleistung von maximal 29 L/h in den zu desinfizierenden Abwasserstrom von 1 m³/h gepumpt, der in den speziell angefertigten Reaktionsbehälter (siehe vorheriger Abschnitt: Chlorelektrolyseanlage) einleitete (Abbildung 22).

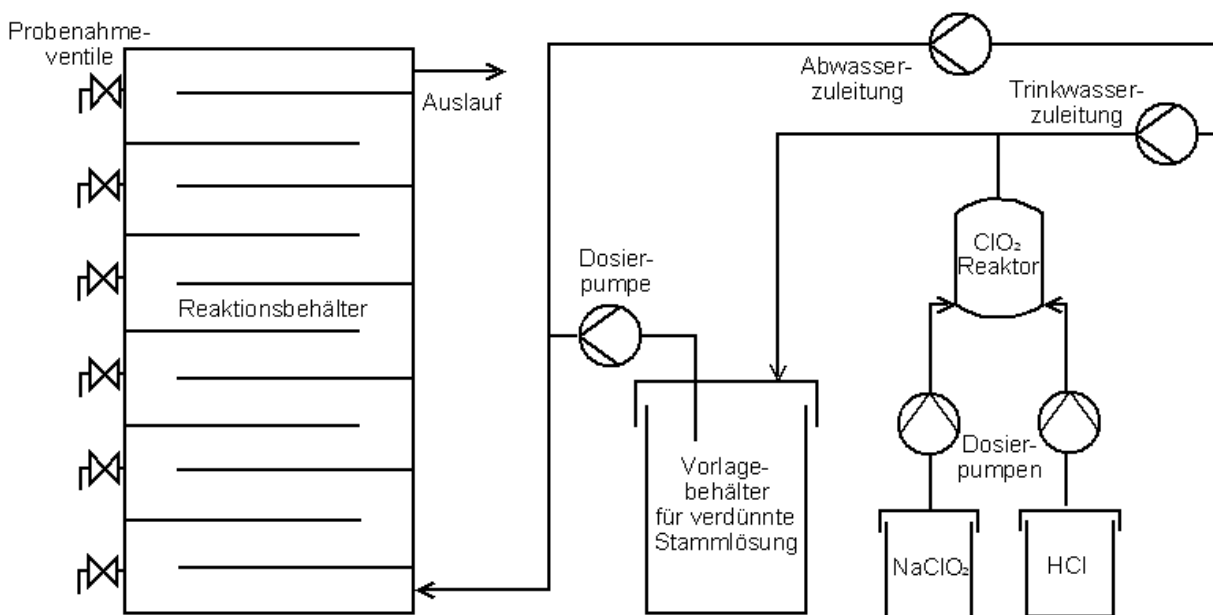


Abbildung 22: Fließschema der Chlordioxidanlage

Zur Kontrolle der Chlordioxidkonzentration und des Redoxpotentials durchlief ein Teilstrom des behandelten Abwassers permanent eine Messvorrichtung, die eine Chlordioxidsonde sowie einen Redoxsensor (ProMinent, Heidelberg) enthielten und deren Daten angezeigt sowie an die zentrale Steuerungseinheit weitergegeben wurden.

4.3.3. Ozonungsanlage

Ozon wurde vor Ort durch einen wassergekühlten Ozongenerator (Ozonía AG, Dübendorf, Schweiz) mittels stiller elektrischer Entladungen aus technischem Sauerstoff (Flaschenbündel à 12 Flaschen, AirLiquide, Düsseldorf) erzeugt. Die elektrische Entladung erfolgte in einem Gasraum zwischen zwei Elektroden, die durch ein Dielektrikum getrennt waren. An diese Elektroden wurde Wechselstrom angelegt. In dem Gasraum kommt es beim Durchleiten des Sauerstoffs zur Entladung und dadurch zur Ozonbildung (DVGW, 1999a). Die Anlage bestand aus den Komponenten Säulenreaktor, Ozongenerator mit Sauerstoffversorgung, photometrisches Ozon-Analysengerät (BMT 964, BMT Messtechnik GmbH, Stahnsdorf) sowie Druck- und Durchflussmessgeräte (Abbildung 23). Das produzierte Ozon-Sauerstoffgemisch wurde mittels einer Keramikfilterkerze in der Edelstahl-Reaktionskolonne mit dem zu behandelnden Abwasser in Kontakt gebracht. Die Durchleitung des zu behandelnden Wassers erfolgte im Gegenstrom zum eingetragenen Ozon-Sauerstoffgemisch. Der Abwasserdurchfluss wurde mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmessgerät (Endress und Hauser Messtechnik GmbH u. Co. KG, Weil am Rhein) bestimmt, der Massenstrom des Ozon-Sauerstoffgemischs mittels eines thermischen Massendurchfluss-Mess- und Regelgerätes (Bronkhorst High-tech B.V, Ruurlo, Niederlande). Der Reaktionsbehälter hatte einen Durchmesser von 40 cm und ein effektives Volumen von 150 Litern. Die rechnerischen Kontaktzeiten lagen dementsprechend, je nach vorgewähltem Durchfluss von 0,5 bis 1 m³/h, zwischen 9 und 18 Minuten.

Zur rechnerischen Bestimmung der relevanten Betriebsparameter war es notwendig, die Ozonkonzentration in der Zuluft zum Ozonungsreaktor und in der Abluft zu bestimmen. Dies wurde durch den Einbau einer Bypassleitung realisiert, die jeweils einen Teilstrom sowohl der Zu- als auch der Abluft (siehe Abbildung 23) über ein photometrisches Ozon-Analysengerät leiten konnte. Das Ozon in der Flüssigphase wurde photometrisch mittels DPD-Verfahren nach DIN 38408-3 gemessen (detaillierte Beschreibung der Analytik siehe Kapitel 4.4.3).

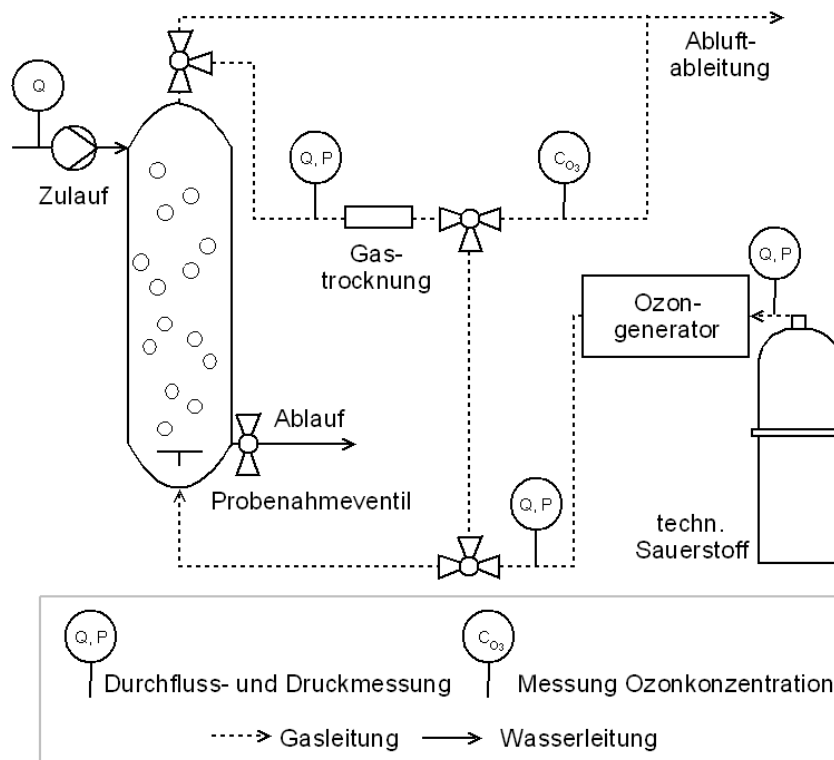


Abbildung 23: Fließschema der Ozonungsanlage

Die grundlegenden Betriebsparameter wurden für den Durchflussreaktor in Anlehnung an Gottschalk et al. (2010) anhand folgender Gleichungen bestimmt:

$$\text{Eingesetzte Ozondosis, } I: \quad Q_{O_3} \cdot c_{O_3, \text{in}} / Q_{\text{Abw}} \quad [\text{mg/L}]$$

$$\text{Eingetragene Ozondosis, } D_{O_3}: \quad Q_{O_3} \cdot (c_{O_3, \text{in}} - c_{O_3, \text{off}}) / Q_{\text{Abw}} \quad [\text{mg/L}]$$

mit:

$$Q_{O_3} \quad - \quad \text{Durchfluss Ozon} \quad [\text{L/h}]$$

$$Q_{\text{Abw}} \quad - \quad \text{Durchfluss Abwasser} \quad [\text{L/h}]$$

$$c_{O_3, \text{in}} \quad \text{Ozonkonzentration in der Zuluft} \quad [\text{mg/L}]$$

$$c_{O_3, \text{off}} \quad \text{Ozonkonzentration in der Abluft} \quad [\text{mg/L}]$$

4.3.4. UV-Anlage

Die UV-Desinfektionseinheit bestand aus einem magnetisch-induktiven Durchflussmessgerät (Endress und Hauser Messtechnik GmbH und Co. KG, Weil am Rhein) und der UV-Desinfektionsanlage Abox[®] (Umex GmbH, Kirchheim), inklusive Vorschaltgerät und UV-Sensor. Das Vorschaltgerät wurde für die Versuchsanlage dahingehend modifiziert, dass es in zwei Einheiten unterteilt wurde, sodass eine Umstellung bei Austausch der Quecksilberdampf-Nieder-

druckstrahler von 80 auf 120 Watt erfolgen konnte (alle Komponenten entsprachen baugleichen, nach DIN EN 14897 (2000) typgeprüften Systemkomponenten). Die Probenahme im Ablauf der UV-Anlage erfolgte am Probenahmeventil, das an seiner Metallendung abflammbar war (Abbildung 24).

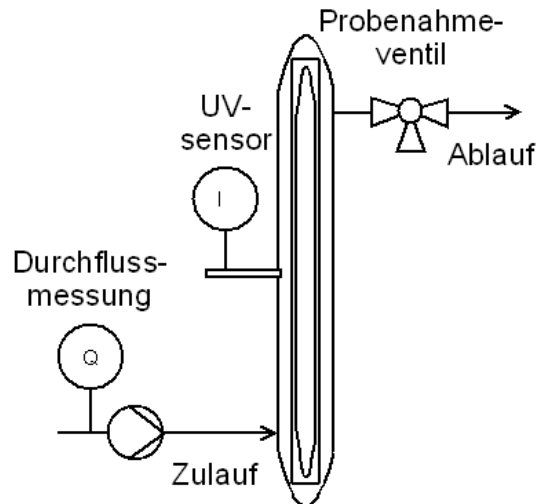


Abbildung 24: Fließschema der UV-Anlage

Der UV-Sensor der Anlage diente zur kontinuierlichen Überwachung und Erfassung der UV_{254} -Bestrahlungsintensität in Abhängigkeit der UV_{254} -Transmission des zu behandelnden Wassers, der Quarzrohrablagerungen und der Strahleremission, dessen Messwert sowohl am Vorschaltgerät angezeigt als auch zur zentralen Steuerung weitergegeben wurde. Von hier aus wurde der Wert aufgezeichnet und die Frequenzsteuerung der Beschickungspumpe (Exzentrerschneckenpumpe) des Abwassers so eingestellt, dass die gewünschte UV-Dosis erreicht wurde. Der UV-Strahler befand sich in einem Hüllrohr aus Quarzglas, das in einen speziellen Dünnschichtreaktor für Wasser mit niedriger UV-Transmissivität montiert war. Das Hüllrohr wurde in regelmäßigen Abständen per Hand gereinigt, um mögliche Ablagerungen, die die UV-Transmissivität beeinträchtigen könnten, zu entfernen. Der Reaktor hatte eine Länge von 1.000 mm (durchflossene Länge 865 mm) und einen Außendurchmesser von 51 mm. Das den UV-Strahler umgebende, vom Abwasser durchflossene Volumen betrug 1,27 L. Der Durchfluss der Beschickungspumpe war variabel zwischen 250 und 1.250 L/h regelbar, woraus eine rechnerische hydraulische Aufenthaltszeit im Reaktor von 4 bis 18 Sekunden resultierte. Die UV-Dosis war je nach eingesetztem UV-Strahler und Qualität des zu behandelnden Wassers variabel einstellbar von 40 bis 800 J/m².

4.4. Probenahme und Analytik

4.4.1. Probenahme

Die Probenahmestellen sind im Verfahrensschema in Abbildung 15 gekennzeichnet. Die Proben wurden als Stichproben genommen und erfolgten für die mikrobiologischen Proben unter sterilen Bedingungen entsprechend DIN EN ISO 19458 (2006). Bei jeder Probenahme wurden die Proben in der Reihenfolge der Fließrichtung und nach bestimmten Zeitabständen, die mit den Aufenthaltszeiten im jeweiligen System korrespondierten, genommen. Zur Inaktivierung der Desinfektionsmittel Chlor, Chlordioxid und Ozon ab dem Zeitpunkt der Probenahme, wurde den Probenahmeflaschen Natriumthiosulfat hinzugegeben. Alle mikrobiologischen Proben wurden gekühlt bei ca. 4 °C gelagert und hinsichtlich *E. coli*, coliforme Bakterien und Enterokokken innerhalb des gleichen Arbeitstages maximal 6 Stunden nach der Probenahme analysiert.

Die weiteren mikrobiologischen Analysen, die durch ein externes Labor vorgenommen wurden, wurden spätestens am Folgetag durchgeführt. Anfangs wurden regelmäßig, später nur in Einzelfällen, Mehrfachbestimmungen durchgeführt. Die Analysen wurden sowohl im Labor des Versuchsfeldes Darmstadt-Eberstadt als auch im Labor des Instituts IWAR in Darmstadt durchgeführt. Ein Teil der Proben wurde im Zentrallabor der Hessenwasser GmbH & Co. KG (Darmstadt) analysiert (akkreditiert durch die Deutsche Akkreditierungsstelle Chemie (DACH)). Bei der Auswertung wurden die Daten und Messwerte einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Eine Übersicht der eingesetzten Analyseverfahren ist in Anhang 5 in tabellarischer Form zusammengestellt, bei der vermerkt ist, welche Analysen durch die Hessenwasser GmbH & Co. KG durchgeführt wurden.

4.4.2. Mikrobiologische Analysen

Auswahl der mikrobiologischen Analyseparameter

Basierend auf den in Kapitel 2.3 beschriebenen Grundlagen zum Nachweis des Desinfektionserfolgs wurde als Leitparameter zur Evaluierung der Leistungsfähigkeit der einzelnen Desinfektionsverfahren zur Inaktivierung von Krankheitserregern, unmittelbar im Anschluss der Desinfektion, das Bakterium *E. coli* ausgewählt. Gleichzeitig wurden gesamtcoliforme Bakterien quantifiziert, die neben *E. coli* weltweit häufig zur Verifikation der mikrobiologischen Wasser-

qualität herangezogen werden. Weiterhin wurde die Konzentration von Entero kokken vor und nach den Desinfektionsmaßnahmen bestimmt, um Bakterien, welche allgemein resistenter gegenüber Umwelteinflüssen und Desinfektionsmaßnahmen als *E. coli* sind (Schindler, 2008), in die Untersuchung miteinzubeziehen. Wegen der besonderen Relevanz viraler wasserassoziiierter Krankheitserreger (siehe Kapitel 2.3.1) wurden im Rahmen dieser Arbeit als Indikatoren und Modellorganismen für pathogene Viren somatische Coliphagen quantifiziert. Auf die Analyse von Wurmeiern und Protozoen wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens aus verschiedenen Gründen verzichtet. Für die Analytik dieser Parameter wurden bislang keine geeigneten Indikatororganismen identifiziert. Die pathogenen Mikroorganismen müssen demzufolge direkt nachgewiesen werden (siehe Kapitel 2.3.1). Für Deutschland kann davon ausgegangen werden, dass die Konzentration von Wurmeiern im Abwasser nach einer Behandlung in der Regel unter der Nachweisgrenze liegt (nach Jimenez (2009) beträgt in Deutschland die Konzentration im Klärschlamm < 1 Wurmei/g TS). In Anbetracht des zu erwartenden zusätzlichen Erkenntnisgewinns im Verhältnis zum erforderlichen Analyseaufwand, wurde auf den Nachweis dieser Parameter daher verzichtet.

Für die Toxizitätsanalyse im Abwasserbereich hat sich laut Wang et al. (2007) der Leuchtbakterientest zur zuverlässigen Messung des toxischen Einflusses der eingesetzten Chemikalien im Aufbereitungsprozess und der entstandenen Reaktionsprodukte etabliert (siehe Kapitel 2.3.3). Um den Einfluss der Desinfektionsmaßnahmen auf die Toxizität des behandelten Wassers zu untersuchen, wurde daher in dieser Arbeit als Leitparameter der hemmende Effekt auf die Lumineszenz der Leuchtbakterien *V. fischeri* untersucht.

In einem nährstoffarmen Milieu wird das Wachstum heterotropher Bakterien in erster Linie durch die Verfügbarkeit organischer Substanzen (messbar als BDOC bzw. AOC) begrenzt (Henning et al., 2005). Die Analyse dieser Parameter war im Rahmen dieser Untersuchung nicht umsetzbar. Als Leitparameter zur Evaluierung der mikrobiologischen Stabilität wurden neben der Quantifizierung der kultivierbaren heterotrophen Mikroorganismen (gemessen als Koloniezahl bei 22 und 36 °C) die opportunistischen Krankheitserreger *P. aeruginosa* analysiert (siehe Kapitel 2.3.3).

Es wurden ausschließlich Kultivierungsverfahren zum mikrobiologischen Nachweis der oben genannten Zielorganismen eingesetzt, da hierzu erprobte und standardisierte Analyseprotokolle zur Verfügung stehen. Die Analysen konnten vor Ort bzw. in unmittelbarer Nähe der Probenahme mit einfachen, zuverlässigen Methoden durchgeführt werden. Zur Auswertung und Interpreta-

tion der Ergebnisse konnte auf langjährige Erfahrungen und international vergleichbare Grenzwerte zurückgegriffen werden. Die Grenzen der Aussagekraft dieser Methoden sind in Kapitel 2.3.2 erläutert.

E. coli und gesamtciliforme Bakterien

Der Nachweis und die Quantifizierung von *E. coli* und gesamtciliformen Bakterien als Kultivierungsverfahren in einem Flüssigmedium erfolgte nach der Defined Substrate Technology mittels Colilert®18-Reagenzien (Idexx, Westbrook, USA). Die Reaktionen beruhen auf der Aktivität der Enzyme β -Glucuronidase (*E. coli*) und β -Galactosidase (Gesamtciliforme Bakterien). Die Analysendurchführung erfolgte entsprechend der ISO 9308-2 (2012) und gemäß den Angaben des Herstellers (Idexx, 2011a). Die Probe wurde in einem sterilen 100 mL-Gefäß mit dem Substrat vermischt. Die so hergestellte Lösung wurde in ein steriles Quanti-Tray® (Idexx, Westbrook, USA) mit 49 großen und 48 kleinen Vertiefungen gegeben, verschweißt und 19 Stunden bei 35 °C im Brutschrank inkubiert. Bei Metabolisierung des im Substrat enthaltenen Nährstoffindikators o-Nitrophenyl- β -D-Galactosid durch coliforme Bakterien verfärbt sich die Probe gelb. Bei Metabolisierung des außerdem im Substrat enthaltenen Nährstoffindikators Methylumbelliferyl- β -D-glucuronid durch *E. coli* tritt eine blaue Fluoreszenz auf (Carlson und Seidel, 2010). Nach der Inkubationszeit erfolgte die Auszählung der gelben Vertiefungen als Hinweis auf gesamtciliforme Bakterien und deren Umrechnung in MPN. Anschließend wurden unter Lichtausschluss die fluoreszierenden Vertiefungen als Hinweis auf *E. coli* mit einer UV-Lampe bei einer Wellenlänge von 366 nm sichtbar gemacht. Das Ergebnis der wahrscheinlichsten Anzahl (MPN) von *E. coli* und gesamtciliformen Bakterien wurde nach Zählung der gelben und fluoreszierenden Vertiefungen, nach einem statistischen Modell gemäß ISO 9308-2 (2012), errechnet. Die Ergebnisse wurden als MPN/100 mL angegeben. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 MPN/100 mL.

Intestinale Enterokokken (Enterokokken)

Enterokokken wurden nach der Defined Substrate Technology mittels Enterolert®-Reagenzien (Idexx, Westbrook, USA) quantifiziert. Die Analysendurchführung erfolgte in Anlehnung an die DIN EN ISO 7899-1 (1999) und gemäß den Angaben des Herstellers. Die beschriebene Nachweismethode wurde als Alternativverfahren zu EPA-Methode 1600 (USEPA, 2002) zum Nachweis von Enterokokken in Abwasser anerkannt und entspricht US-amerikanischen Standardmethoden zur Untersuchung von Wasser und Abwasser (APHA et al., 2012). Die Probe wurde in einem sterilen 100 mL-Gefäß mit dem Substrat vermischt und anschließend in ein steriles Quanti-Tray® (Idexx, Westbrook,

USA) mit 49 großen und 48 kleinen Vertiefungen gegeben, verschweißt und 24 Stunden bei 41 °C im Brutschrank inkubiert. Der Test basiert auf der Metabolisierung des im Substrat enthaltenen Nährstoffindikators 4-Methylumbelliferyl- β -D-Glucosid bei Anwesenheit von Enterokokken, woraus eine Fluoreszenz der Probe resultiert (Idexx, 2011b). Die Anzahl der positiven Probenvertiefungen wurde entsprechend dem Verfahren zum Nachweis von *E. coli* ausgezählt und die wahrscheinlichste Anzahl (MPN) ermittelt. Die Ergebnisse wurden als MPN/100 mL angegeben. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 MPN/100 mL.

Somatische Coliphagen

Der Nachweis von somatischen Coliphagen erfolgte nach DIN EN ISO 10705-2 (2002) durch Bebrütung der Probe mit einem *E. coli*-Wirtstamm. Es wurde der nach Sinton et al. (1996) für Proben, die eine große, bakterielle Hintergrundflora aufweisen, empfohlene Nalidixinsäure-resistente Stamm *E. coli* DSM 12242 als Wirt verwendet. Verdünnungsreihen der zu untersuchenden Proben wurden mit einem kleinen Volumen halbfesten Nährmediums vermischt, eine Kultur des Wirtstammes wurde hinzugefügt und auf einem festen Nährmedium ausplattiert. Im Anschluss wurden die Platten bei 36 °C über einen Zeitraum von 18 Stunden bebrütet und die sichtbaren Plaques auf den Platten abgelesen. Die Ergebnisse wurden als Anzahl Plaque-formender Einheiten (PFU - plaque forming units) je mL Probe angegeben. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 PFU/mL.

Kultivierbare heterotrophe Mikroorganismen (Koloniezahl)

Als Koloniezahl wurden alle aeroben Bakterien, Hefen und Pilze bestimmt, die in der Lage sind, in dem in DIN EN ISO 6222 (1999) angegebenen Nährmedium (Hefeextraktagar) und unter den dort beschriebenen Bedingungen Kolonien zu bilden. Verdünnungsreihen der zu untersuchenden Proben wurden durch Mischen in Petrischalen in das Nährmedium eingepflegt und anschließend bei 36 °C für 44 Stunden und parallel bei 22 °C für 68 Stunden bebrütet. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte nach Auszählen der Kolonien in koloniebildenden Einheiten (KBE) je mL. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 KBE/mL.

P. aeruginosa

P. aeruginosa wurde basierend auf dem Nachweis bakterieller Enzyme mittels Pseudalert[®]-Reagenzien (Idexx, Westbrook, USA) quantifiziert. Die Probe wurde in einem sterilen 100 mL-Gefäß mit dem Substrat vermischt und anschließend in ein steriles Quanti-Tray[®] (Idexx, Westbrook, USA) mit 49 großen und 48 kleinen Vertiefungen gegeben, verschweißt und 24 Stunden bei 38 °C im Brutschrank inkubiert. Die Nachweismethode zeigt das Vorliegen von *P.*

aeruginosa durch Hydrolyse eines im Pseudalert®-Reagenz enthaltenen Substrats an. Die Zellen von *P. aeruginosa* wachsen und reproduzieren sich während der Inkubationszeit, indem sie den hohen Gehalt an Aminosäuren, Vitaminen und anderen Nährstoffen des verwendeten Reagenz nutzen. Aktiv wachsende Stämme von *P. aeruginosa* weisen ein Enzym auf, dass das Substrat des Reagenz spaltet und im UV-Licht eine blaue Fluoreszenz bewirkt (Idexx, 2011c). Die Anzahl der positiven Probenvertiefungen wurde entsprechend dem Verfahren zum Nachweis von *E. coli* ausgezählt und die wahrscheinlichste Anzahl (MPN) ermittelt. Die Ergebnisse wurden als MPN/100 mL angegeben. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 MPN/100 mL. Eine Untersuchung von Schneider (2011) bestätigte die Vergleichbarkeit der Ergebnisse des beschriebenen Verfahrens mit der Nachweismethode nach DIN EN ISO 16266 (2008) am Beispiel von Wasseruntersuchungen aus Naturfreibädern.

Leuchtbakterientest

Zur Bestimmung der Toxizität der untersuchten Wasserproben wurde der Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-3 (2009) eingesetzt. Die Probenahme erfolgte ohne den Einsatz von Chemikalien zur Probenkonservierung. Verschiedene Verdünnungsstufen der zu analysierenden Probe wurden mit einer Suspension der Leuchtbakterien vermischt. Es wurden hierbei marine Bakterien *V. fischeri* (Stamm NRRL B-11177) eingesetzt, die in der Lage sind, Licht in einer bestimmten Wellenlänge auszusenden, wobei die Intensität dieser Lichtemission durch Schadstoffe beeinträchtigt wird. Die Intensität der ausgesendeten Lichtintensität wurde mit Hilfe eines Luminometers gemessen. Die Ergebnisse wurden als G-Werte angegeben. Der G-Wert entspricht der geringsten Verdünnung, bei der keine Hemmung der Leuchtintensität beobachtet wurde. Diese Verdünnungsstufe entspricht dem reziproken Wert des Volumenanteils von Abwasser im Verdünnungswasser (DIN EN ISO 11348-3, 2009). Die Ergebnisse wurden in Abläufe mit niedrigster, mittlerer und höchster Toxizität, in Anlehnung an Gellert (2000), eingeteilt.

4.4.3. Chemisch-physikalische Analysen

Auswahl der chemisch-physikalischen Analyseparameter

Basierend auf den in Kapitel 2.1.4 beschriebenen Wasserqualitätsparametern, die einen Einfluss auf den Desinfektionsprozess haben bzw. die durch den Einsatz der Desinfektionsverfahren beeinflusst werden können und den in Kapitel 2.3.3 beschriebenen zu erwartenden Desinfektionsnebenprodukten,

wurden für die vorliegende Untersuchung folgende Analyseparameter ausgewählt:

- Organische Substanzen (können eine Desinfektionsmittelzehrung bewirken und beeinflussen das Vorkommen von Desinfektionsnebenprodukten. Mikrobiologisch leicht verfügbare organische Substanzen können nach der Desinfektion eine Wiederverkeimung begünstigen, siehe Kapitel 2.3.3 und 4.4.2).
- Stickstoffverbindungen (können eine Desinfektionsmittelzehrung (bei der Chlorung) bewirken und beeinflussen das Vorkommen von Desinfektionsnebenprodukten)
- Partikel und Trübstoffe (können zu erhöhtem Verbrauch von Desinfektionsmitteln führen, Mikroorganismen einbetten und vor Desinfektionsmitteln abschirmen)
- pH-Wert (beeinflusst die Verteilung zwischen hypochloriger Säure und Hypochlorit-Ionen und damit die Desinfektionswirkung des eingesetzten Chlors; beeinflusst den Ozonzerfall)
- Leitfähigkeit (Hinweis auf eine Aufsalzung des behandelten Wassers infolge der Desinfektionsmaßnahme)
- Redoxpotential (Maß für die oxidierende bzw. desinfizierende Wirkung des vorhandenen Desinfektionsmittels (Chlor, Chlordioxid, Ozon) unter Berücksichtigung der vorliegenden reduzierenden Wasserinhaltsstoffe)
- Temperatur (Desinfektionsgeschwindigkeit steigt mit steigender Temperatur)
- Restdesinfektionsmittel (Referenz für Depotwirkung, mögliche Erhöhung der Toxizität des behandelten Wassers)
- Desinfektionsnebenprodukte (mögliche Erhöhung der Toxizität sowie mögliche Erhöhung des Anteils an organisch verfügbaren Wasserinhaltsstoffen des behandelten Wassers)
- Anthropogene Spurenstoffe

Organik, Stickstoffverbindungen, abfiltrierbare Stoffe (AFS) und Trübung

Die Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), Gesamtstickstoff, chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) und gesamtem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC – dissolved organic carbon) wurde mittels Küvettentests (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf) bestimmt (Tabelle 8). Die Durchführung der Messungen erfolgte nach den Angaben des Herstellers. Die photometrischen Messungen wurden mit einem DR 2800-Spektralphotometer (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf) durchgeführt. Die Analysen wurden, außer für die Bestimmung von DOC, in der unfiltrierten, homogenisierten

Probe durchgeführt. Die Wasserprobe zur Bestimmung des DOC wurde zuerst über einen Membranfilter (Pall, New York, USA) mit einer Porenweite von 0,45 μm filtriert.

Tabelle 8: Eingesetzte Küvettentests zur Abwasseranalyse

| Parameter | Messbereich | Methode | Küvettentestnummer |
|--------------------|------------------|--|--------------------|
| Gesamtstickstoff* | 1 – 16 mg/L | Koroleff-Aufschluss | LCK138 |
| | 20 – 100 mg/L | | LCK338 |
| NH ₄ -N | 0,015 – 2 mg/L | Indophenolblau | LCK304 |
| | 1 – 12 mg/L | | LCK305 |
| NO ₃ -N | 0,23 - 13,5 mg/L | 2,6-Dimethylphenol | LCK339 |
| CSB | 15 – 150 mg/L | Oxidation mit Chromschwefelsäure | LCK314 |
| | 100 – 2.000 mg/L | | LCK514 |
| DOC | 3 – 30 mg/L | Austreibmethode, Persulfat-Aufschluss | LCK385 |
| | 30 – 300 mg/L | | LCK386 |

Zusätzlich zu den in Tabelle 8 aufgeführten Analysen wurden in regelmäßigen Abständen CSB mittels Dichromatverfahren nach DIN ISO 15705 (2003) mit Hilfe der Küvettentests LCI500 (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf) bestimmt und DOC-Analysen nach DIN EN 1484 (1997). Bei letztgenannter Nachweismethode wurde der organische Kohlenstoff durch thermische Verbrennung zu Kohlendioxid oxidiert. Die Messung des gebildeten CO₂ erfolgte durch IR-Spektrometrie (highTOC, Elementar Anlagensysteme GmbH, Hanau).

Der biochemische Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen (BSB₅) wurde anhand des Verdünnungs- und Impfverfahrens nach Zugabe von Allylthioharnstoff nach DIN EN 1899-1 (1998) nachgewiesen. Hierbei wurden der zu untersuchenden Wasserprobe unterschiedliche Mengen an mit Sauerstoff angereichertem Verdünnungswasser, welches mit aeroben Mikroorganismen (Belebtschlamm) angeimpft war, hinzugegeben. Die Zugabe von Allylthioharnstoff diente als Nitrifikationshemmung. Die so behandelte Probe wurde im Dunkeln in einer vollständig gefüllten, verschlossenen Flasche für 5 Tage bei 20 °C inkubiert. Anhand der Messung der Konzentration von gelöstem Sauerstoff vor und nach der Inkubation wurde die Masse an verbrauchtem Sauerstoff je Liter Probe berechnet.

Die Messung des spektralen Absorptionsskoeffizienten (SAK_{254}) erfolgte entsprechend der DIN 38404-3 (2005). Gemessen wurde die durch Absorption in der Wasserprobe verursachte Abschwächung der Strahlung der Wellenlänge 254 nm mit einem Zeiss-Spektralphotometer (PMQ 3, Carl Zeiss GmbH, Jena) in einer Quarzglas-Küvette. Auf eine Filtration der Probe wurde verzichtet. Zur Kompensation von ungelösten Wasserinhaltsstoffen, wurde zusätzlich die durch Absorption in der Wasserprobe verursachte Abschwächung der Strahlung der Wellenlänge 550 nm bestimmt. Das Ergebnis dieser Messung wird nach DIN 38404-3 (2005) zur Trübungskompensation vom ermittelten SAK_{254} der unfiltrierten Probe abgezogen. Die Bestimmung des SKK_{254} erfolgte durch die Messung des unfiltrierten Wassers in Quarzküvetten bei 254 nm (analog DIN 38404, Teil 3).

Zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) nach DIN 38409-2 (1987) wurden die Wasserproben über einen Membranfilter (Pall, New York, USA) mit einer Porenweite von $0,45\ \mu\text{m}$ filtriert. Der Filter wurde anschließend bei $105\ ^\circ\text{C}$ im Wärmeschrank getrocknet. Das Probenvolumen wurde entsprechend der zu erwartenden Konzentration so gewählt, dass mindestens eine Trockenmasse von 20 mg AFS auf dem Filter zurückgehalten wurde. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L. Die Messung der Trübung wurde nach DIN EN ISO 7027 (2000) mit einem NEPHLA-Labor-Trübungsphotometer (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Formazin-nephelometrischen Einheiten (FNU - Formazine Nephelometric Units) angegeben.

pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur und Redoxpotential

Der pH-Wert wurde im Labor potentiometrisch mit einer Glaselektrode (Sentix41, WTW, Weilheim) gemessen. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit erfolgte mit dem konduktiven Leitfähigkeitsmessgerät WTW LF 197 und dem Messsensor WTW TetraCon 325. Beide Messgeräte erlauben die gleichzeitige Messung der Temperatur. Die Redox-Einstabsmesssonde RHEP-Pt-SE (ProMinent, Heidelberg) wurde zur Messung des Redoxpotentials eingesetzt.

Restdesinfektionsmittel

Die Untersuchung dieser Proben erfolgte unmittelbar nach der Probenahme mit Hilfe eines mobilen Photometers (Dulcotest DT1, ProMinent, Heidelberg). Chlordioxid wurde in Anlehnung an die DIN 38408-5 (1990) nach dem DPD-Verfahren kolorimetrisch bestimmt. Chlordioxid reagiert mit DPD bei einem pH-Wert von 6,2 bis 6,5 zu einem roten Farbstoff; proportional zur Reduktion von Chlordioxid zu Chlorit. Die Bestimmung der Chlordioxidkonzentration

erfolgte durch spektralphotometrische Messung der Färbungsintensität. Die Konzentrationen an freiem Chlor (Cl_2 , HClO , ClO^-) und Gesamtchlor (freies und gebunden vorliegendes Chlor), einschließlich weiterer ECO, wurden mittels der DPD-Methode nach DIN EN ISO 7393-2 (2000) gemessen. Bei dieser Methode reagiert DPD direkt mit freiem Chlor unter Bildung einer rot gefärbten Verbindung. Die Konzentration von freiem Chlor wurde spektralphotometrisch bestimmt. In einer zweiten Messung wurde der Probe neben DPD noch Kaliumiodid hinzugegeben. Gesamtchlor sowie weitere oxidierende Substanzen (wie beispielsweise Wasserstoffperoxid, Ozon und Chlordioxid) reduzieren Iodid zu Iod, welches ebenfalls mit DPD reagiert. Die Konzentration von Gesamtchlor wurde gleichzeitig mit vorhandenen elektrochemisch generierten Oxidantien spektralphotometrisch bestimmt (DIN EN ISO 7393-2, 2000). Ozon wurde ebenfalls nach dem DPD-Verfahren in Anlehnung an die DIN 38408-3 (2011) kolorimetrisch bestimmt. Ozon oxidiert hierbei Iodid zu Iod, das mit DPD unter Bildung eines roten Farbstoffes reagiert, welcher spektralphotometrisch gemessen wurde.

Desinfektionsnebenprodukte

Die Bestimmung der Chloritkonzentration erfolgte entsprechend der DIN EN ISO 10304-4 (1999), mit einem Ionenchromatographen (IC LC20, Dionex, Sunnyvale, USA). Als stationäre Phase diente ein Ionenaustauscher hoher Kapazität. Als mobile Phase (Eluent) wurde eine Natriumcarbonatlösung verwendet. Der Nachweis erfolgte mittels eines Leitfähigkeitsdetektors. Bromat wurde in Anlehnung an DIN EN ISO 15061 (2001) ionenchromatographisch (Metrohm, Herisau, Schweiz) nachgewiesen. Die Probe wurde über eine Trennsäule gegeben. Nach anschließender Nachsäulenderivatisierung mit Kaliumiodid und Molybdat in einer Mischwendel erfolgte eine photometrische Detektion. Als stationäre Phase diente ein Ionenaustauscher hoher Kapazität. Als mobile Phase (Eluent) wurde eine Schwefelsäurelösung, als Nachsäulereagenz wurde eine Kaliumiodidlösung mit Ammoniumheptamolybdat als Katalysator verwendet. Das in der Probe enthaltene Bromat wirkte dabei unter katalytischem Einfluss oxidierend auf das Kaliumiodid, wobei Bromat zu Bromid reduziert. Die Detektion der gebildeten Ionen erfolgte anschließend mittels UV/Vis Detektor (LAMBDA 1010, Bischoff, Leonberg) bei einer Wellenlänge von 352 nm.

Die Bestimmung von AOX erfolgte unter Verwendung eines AOX-Analysesystems (TOX-10, Abimed, Langenfeld) in der mit Salpetersäure angesäuerten Probe nach DIN EN ISO 9562 (2005). Die organischen Wasserinhaltsstoffe wurden aus der Wasserprobe durch das Schüttelverfahren an Aktivkohle

adsorbiert. Das Verdrängen der anorganischen Halogenide erfolgte durch Spülen des Harzes mit angesäuerter Natriumnitratlösung. Anschließend wurde die beladene Aktivkohle im Sauerstoffstrom verbrannt, wobei die organisch gebundenen Halogene zu Halogenwasserstoffen umgesetzt und bestimmt wurden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte als Massenkonzentration von Chlorid. Als Trihalogenmethane (THM) wurden Bromdichlormethan, Chlordibrommethan, Tribrommethan und Trichlormethan nach DIN EN ISO 10301 (1997) nachgewiesen. Die einzelnen Substanzen wurden aus der Wasserprobe durch Erhitzen und Aussalzen mit Natriumsulfat in die Gasphase überführt. Nach der Anreicherung in der Gasphase wurde diese gaschromatographisch mit zwei verschiedenen Säulen getrennt und mit einem Elektroneneinfangdetektor analysiert (5890 Serie II, Hewlett Packard, Palo Alto, USA). Die Verbindungen wurden über den Vergleich der Retentionszeit des Detektorsignals der Wasserprobe mit derjenigen einer Standardsubstanz identifiziert. Die Massenkonzentrationen der identifizierten Substanzen in einer Probe wurden durch Vergleich der Messsignalintensität im Gaschromatogramm der Probe mit der einer Kalibrierung berechnet.

Anthropogene Spurenstoffe

Die Analysen der anthropogenen Spurenstoffe wurden im Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe durchgeführt. Für die Beschreibung der Analysemethoden der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe wird auf Meda (2012, S. 190 ff.) verwiesen. Die Auswahl der analysierten Spurenstoffe Amdotrizoesäure (Röntgenkontrastmittel), Sulfamethoxazol (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum), Diclofenac (Schmerzmittel) und Estron (Steroidhormon) richtete sich nach den Kriterien Umweltpersistenz, Abdeckung unterschiedlicher Wirkstoffgruppenzugehörigkeiten, Nachweisbarkeit mit erprobten Analysemethoden sowie Vorkommen und Nachweisbarkeit im Ablauf der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt (Meda, 2012).

4.5. Datenauswertung und Darstellungsweise

4.5.1. Messdaten

Die Angabe der durch die untersuchten Verfahren erzielten Konzentrationsverringerungen der Indikatororganismen erfolgte in der Regel als \log_{10} -Reduktion in Abhängigkeit der gemessenen Restdesinfektionsmittel bzw. der eingesetzten Dosis. Hierbei wurde die Konzentration im Ablauf der jeweiligen Verfahrensstufe $\log_{10}(N)$ von der Zulaufkonzentration der betrachteten Mikroorganismen

$\log_{10}(N_0)$ abgezogen ($\log(N_0/N)$). Diese Art der Datenauswertung und -darstellung bietet den Vorteil, dass eine direkte Vergleichbarkeit der Inaktivierungsleistung in Bezug auf die untersuchten Indikatororganismen, unabhängig von deren Anfangskonzentration, gegeben ist. Zusätzlich wurde eine direkte Darstellung der Konzentration der Indikatororganismen in Abhängigkeit der Restdesinfektionsmittel bzw. der Dosis hinzugefügt.

Bei der statistischen Auswertung und der grafischen Darstellung von mikrobiologischen Messwerten, die im Ablauf der Desinfektionsverfahren unter der Bestimmungsgrenze lagen, wurde der Messwert in Höhe der Bestimmungsgrenze angenommen. Diese Vorgehensweise führt tendenziell zu einer Unterschätzung der Desinfektionswirkung, was jedoch bei einer Nichtberücksichtigung dieser Messwerte in noch stärkerem Maße der Fall wäre. Bei der statistischen Auswertung wurde die Höhe des Anteils der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze mit aufgeführt. Bei grafischen Darstellungen, bei denen einzelne Messwerte differenzierbar waren, wurden die Werte unter der Bestimmungsgrenze als gesonderte Datenpunkte bzw. Datenreihe ($< \text{Bestimmungsgrenze (BG)}$ bzw. $\leq \text{BG}$) dargestellt. Entsprechend wurden gesonderte Datenpunkte aufgeführt, für Messwerte bei denen die Inaktivierungsleistung größer oder gleich war als die Zulaufkonzentration ($\text{Reduktion} \geq N_0$) der betrachteten Indikatororganismen.

Bei der Darstellung der mikrobiologischen Messwerte in Boxplot-Diagrammen, repräsentiert die untere und obere Abgrenzung der Box den Bereich, in dem 50 % aller Messwerte liegen (25- und 75-Perzentil). Die horizontale Linie markiert den Median und die vertikale Linie den gesamten Wertebereich der Messwerte (Minimal- und Maximalwert).

4.5.2. Literaturdaten

Die ermittelten Literaturdaten zur Betrachtung der Kosteneffizienz und des Energiebedarfs der einzelnen Desinfektionsverfahren beziehen sich jeweils auf das Volumen des behandelten Wassers. Die Gesamtkosten setzen sich aus den Kapitalkosten (Kalkulatorische Abschreibung der Investitionskosten und Verzinsung des Kapitals) sowie aus den Betriebskosten (Energie-, Betriebsmittel-, Unterhaltungs- und Wartungskosten) zusammen. Die Systemgrenze, die bei der Betrachtung des elektrischen Energiebedarfs angesetzt wurde, umfasst ausschließlich die Abwasserbehandlungsanlage. Der Energiebedarf, der außerhalb der Systemgrenze entsteht, beispielsweise zur Produktion und zum Transport der notwendigen Chemikalien und Betriebsmittel, ist in dieser Betrachtung nicht enthalten.

4.6. Abwasserzusammensetzung im Zulauf der Versuchsanlagen

Während der Phase I der Untersuchungen bestand der Zulauf zu den Versuchsanlagen aus dem Ablauf des Sandfangs der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt. Die Probenahmestelle im Ablauf des Feinsiebes (Spaltweite 0,5 mm) ist im Verfahrensschema in Abbildung 15 gekennzeichnet. Tabelle 9 gibt einen Überblick über die Wasserqualität im Zulauf der Versuchsanlage zur chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung (Phase I).

Tabelle 9: Wasserqualität des Abwassers der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage nach Rechen, Sandfang und Feinsieb

| Parameter | Einheit | Ablauf Feinsieb | |
|---------------------------|------------|---------------------------|-----------------------|
| | | Mittelwert (Anzahl n) | Standardabweichung |
| CSB | mg/L | 760 (8) | 136,6 |
| BSB ₅ | mg/L | 416 (8) | 72,8 |
| SAK ₂₅₄ | 1/m | 158 (8) | 52,4 |
| SSK ₂₅₄ | 1/m | 225 (8) | 61,6 |
| NH ₄ -N | mg/L | 107 (8) | 25,2 |
| Trübung | FNU | 293 (9) | 64,6 |
| AFS | mg/L | 409 (9) | 100,9 |
| pH | - | 8,0 (9) | 0,3 |
| Leitfähigkeit* | μS/cm | 1.475 (8) | 576 |
| <i>E. coli</i> | MPN/100 mL | 9,6 · 10 ⁶ (8) | 3,3 · 10 ⁶ |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/100 mL | 2,1 · 10 ⁷ (8) | 7,7 · 10 ⁶ |
| <i>Enterokokken</i> | MPN/100 mL | 3,7 · 10 ⁶ (7) | 1,8 · 10 ⁶ |

* erhöhte Leitfähigkeit jahreszeitlich bedingt (Streusalzeinsatz)

Während der Phasen II, IIIa und IIIb bestand der Zulauf zu den Versuchsanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser (Phase II) bzw. zur Mikro-siebung und zur Sandfiltration (Phasen IIIa und IIIb) aus dem Ablauf der Nachklärung der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt. Die Probenahmestelle im Ablauf der Nachklärung ist im Verfahrens-

schema in Abbildung 15 gekennzeichnet. Tabelle 10 gibt einen Überblick über die Wasserqualität im Zulauf der Versuchsanlagen als Mittelwert während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb. Eine nach Versuchsphasen getrennte Auflistung der Abwasserzusammensetzung im Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt ist in Anhang 6 zu finden.

Tabelle 10: Wasserqualität des behandelten Abwassers der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage im Ablauf der Nachklärung

| Parameter | Einheit | Ablauf Nachklärung | |
|---------------------------|------------|--------------------------|--------------------|
| | | Mittelwert (Anzahl n) | Standardabweichung |
| CSB | mg/L | 31,6 (70) | 9,6 |
| BSB ₅ | mg/L | < 3 (18) | - |
| SAK ₂₅₄ | 1/m | 20,3 (69) | 4,3 |
| SSK ₂₅₄ | 1/m | 23,6 (43) | 5,1 |
| NH ₄ -N | mg/L | 0,25 (55) | 0,28 |
| Trübung | FNU | 4,8 (66) | 3,5 |
| AFS | mg/L | 9,9 (16) | 5,7 |
| pH | - | 7,2 (65) | 0,2 |
| Leitfähigkeit | μS/cm | 985 (65) | 250 |
| <i>E. coli</i> | MPN/100 mL | $3,1 \cdot 10^4$ (67) | $2,8 \cdot 10^4$ |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/100 mL | $9,3 \cdot 10^4$ (63) | $6,7 \cdot 10^4$ |
| Enterokokken | MPN/100 mL | $6,9 \cdot 10^3$ (27) | $4,6 \cdot 10^3$ |
| Somatische Coliphagen | PFU/100 mL | $1,3 \cdot 10^4$ (16) | $9,4 \cdot 10^3$ |

Die Daten aus Tabelle 10 wurden mit den Messdaten des Klärwerkbetreibers für die Ablaufwerte während der Monate der Versuchsphasen für die Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N, Trübung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur auf Plausibilität überprüft.

5. Ergebnisse und Diskussion

5.1. Reinigungsleistung der Versuchsanlagen vor der Desinfektion

Im Folgenden wird die Reinigungsleistung der Versuchsanlagen vor der Desinfektion in der Reihenfolge der durchgeführten Versuchsphasen dargestellt (siehe Abbildung 15 in Kapitel 4.1). Während der Phase II wurde der Ablauf der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“ in Darmstadt-Eberstadt direkt den Desinfektionsanlagen zugeleitet, ohne eine weitere Behandlung mittels Versuchsanlagen. Die Abwasserzusammensetzung für diese Versuchsphase kann Tabelle 10 in Kapitel 4.6 bzw. Anhang 6 entnommen werden.

5.1.1. Reinigungsleistung der chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung

Während des Betriebs der Versuchsanlage in Phase I wurden an den drei in Abbildung 25 dargestellten Probenahmestellen (P1 bis P3) die Reinigungsleistung anhand der physikalisch-chemischen Parameter CSB, SAK_{254} , $\text{NH}_4\text{-N}$, Trübung und AFS sowie der mikrobiologischen Parameter *E. coli*, gesamtcoliforme Bakterien und Enterokokken analysiert.

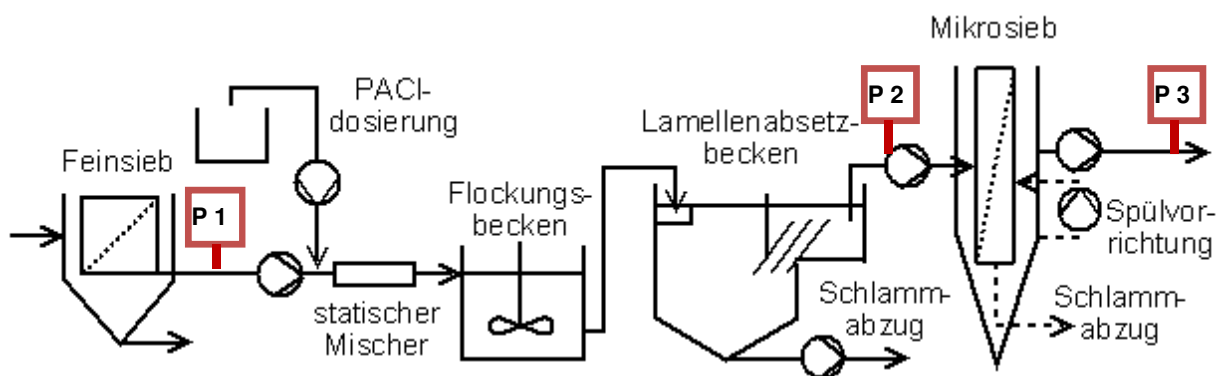
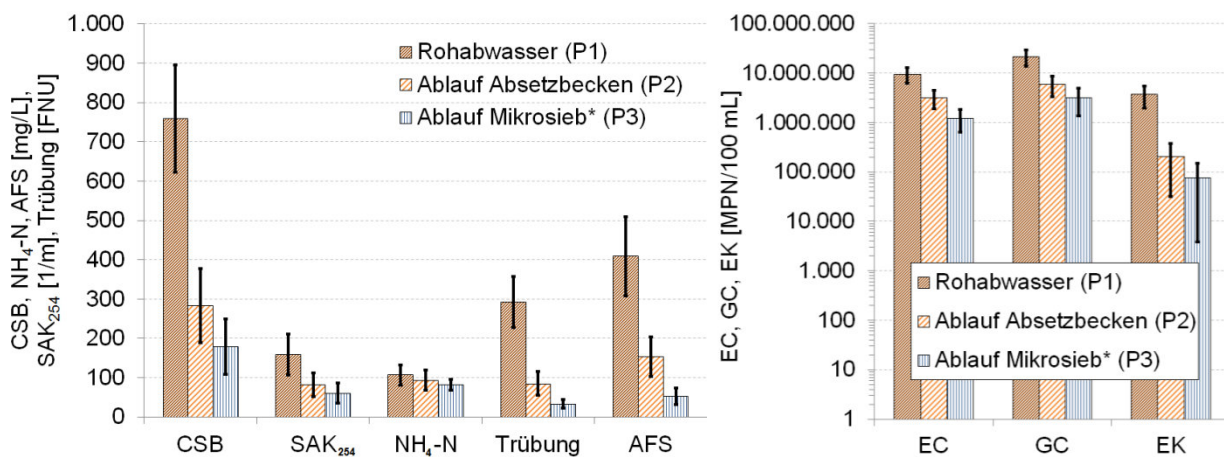


Abbildung 25: Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase I

Die erzielten Reinigungsleistungen zwischen den Probenahmestellen P1 und P3 zeigten zunächst eine Verringerung der organischen Substanzen (gemessen als CSB) um nahezu 80 % und die der partikulären Abwasserinhaltsstoffe (gemessen als AFS und Trübung) um nahezu 90 % (Abbildung 26 und Anhang 7). Diese Ergebnisse sind vergleichbar mit denen der vorhergehenden Laborversuche zur Auswahl eines geeigneten Fällmittels (siehe Kapitel 4.2.1 und Anhang

3) und decken sich mit Literaturwerten vergleichbarer Abwasserbehandlungsanlagen. Studien aus Norwegen, bei denen über 50 kommunale chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlungsanlagen untersucht wurden, wiesen Reinigungsleistungen kleiner Anlagen (kleiner 2.000 EW) hinsichtlich AFS von 90 % und hinsichtlich CSB von 75,5 % nach (Odegaard und Skrovseth, 1995, in: Odegaard, 1998). Harleman und Murcott (2001) berichten von einer Verringerung der AFS um 85 % und des BSB₅ um mehr als 55 % bei Einsatz von chemisch unterstützter mechanischer Abwasserbehandlung (chemically enhanced primary treatment – CEPT) in der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage in San Diego, Kalifornien. Betriebsdaten einer Abwasserbehandlungsanlage in Hong Kong zeigen ebenfalls Reinigungsleistungen mittels CEPT in der Größenordnung von 85 % für AFS und 74 % für BSB₅ (Harleman und Murcott, 2001).



EC – *E. coli*; GC – Gesamtcolliforme Bakterien; EK – Enterokokken

* Reinigungsleistung nach Herausrechnung des Verdünnungseinflusses des reflektierten Spülwassers

Abbildung 26: Mittelwert und Standardabweichung ausgewählter Abwasserparameter an drei Messstellen der Versuchsanlage zur chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung

Diese Reinigungswirkung der Versuchsanlage konnte aufgrund massiver Biofilmbildung allerdings nicht über einen längeren Zeitraum stabil aufrechterhalten werden. Nach wenigen Betriebstagen bildete sich sowohl im Filtrat-tank des Mikrosiebs als auch in den Reaktionsbehältern im Anschluss an die Desinfektionsmitteldosierung ein schnell wachsender Biofilm aus. Ablösungen aus dem Biofilm der Reaktionsbehälter verschlechterten die Ablaufqualität erheblich. Mit zunehmendem Bewuchs im Filtrattank des Mikrosiebes stieg der Anteil des Spülwassers auf bis zu 50 % des Zulaufvolumenstroms an. Abbildung 27 zeigt den Biofilm im Reaktionsbehälter der Chlordioxid-Desinfektionsanlage nach dreitägigem Betrieb von Phase I.

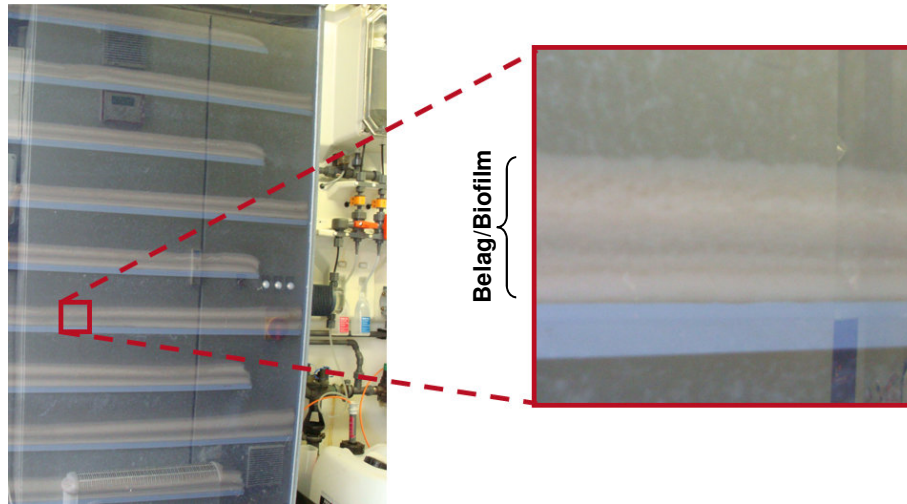


Abbildung 27: Belags-/Biofilmbildung im Reaktionsbehälter der Chlordioxidanlage

Zur näheren Untersuchung der Entstehungsbedingungen und der biologischen Aktivität des gebildeten Belags, wurden weitere Untersuchungen durchgeführt. Eine Wasserprobe aus dem Ablauf des Mikrosiebes wurde in einen Imhofftrichter gefüllt und nach 24 Stunden Stagnation wurde der Schlamm Spiegel abgelesen. In diesem stationären Zustand war nach 24 Stunden weder eine Belagsbildung noch ein Absetzen zu beobachten. Die Ergebnisse der Analyse des sich gebildeten Belags (Tabelle 11) weisen darauf hin, dass es sich um einen biologisch aktiven Biofilm mit hoher Atmungsaktivität¹⁸ handelt, der sich bei ständigem Durchfluss von nährstoffreichem Abwasser bildete.

Tabelle 11: Biofilmuntersuchung nach chemisch-physikalischer Abwasserbehandlung

| Parameter | Einheit | Biofilm |
|------------------|------------------------------|---------|
| Atmungsgeschw. | mg O ₂ /(L·h) | 73 |
| | mg O ₂ /(g AFS·h) | 22,7 |
| BSB ₅ | mg/L | 2.950 |
| CSB | mg/L | 5.815 |
| AFS | mg/L | 3.220 |
| GV | % | 67 |
| Trübung | FNU | > 100 |

Dem Kapitel 5.2, das die Desinfektionsergebnisse beschreibt, wird für diese Versuchsphase hier vorgegriffen, da, aufgrund der massiven Biofilmbildung des

¹⁸ Zum Vergleich: die Atmungsaktivität eines Belebtschlammes liegt zwischen 10 und 40 mg O₂/(g AFS·h) (Banduch, 2011)

desinfizierten Ablaufs der Versuchsanlage mit den Verfahrensstufen der chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlung, eine Eignung zur Wasserwiederverwendung ausgeschlossen werden kann. Eine Desinfektion bis hin zu einer *E. coli*-Konzentration von weniger als 1.000 MPN/100 mL war zu Beginn der Betriebsphase technisch machbar. Zum Teil traten bedingt durch die erhöhte Trübung und Färbung mikrobiologische Ergebnisse auf, die nicht eindeutig auswertbar waren und im Folgenden nicht weitergehend ausgewertet werden.

5.1.2. Reinigungsleistung des Mikrosiebes

Während des Betriebs der Versuchsanlagen in Phase IIIa wurden an den beiden in Abbildung 28 dargestellten Probenahmestellen (P4 und P5) die Reinigungsleistung anhand der physikalisch-chemischen Parameter CSB, DOC, SAK_{254} , $\text{NH}_4\text{-N}$, Trübung und AFS sowie der mikrobiologischen Parameter *E. coli*, gesamtcoliforme Bakterien und Enterokokken analysiert. Das Mikrosieb mit 10 μm Maschenweite konnte, im Unterschied zur im vorhergehenden Kapitel (5.1.1) beschriebenen Problematik, im Ablauf des Nachklärbeckens der biologischen Abwasserbehandlungsstufe ohne Störungen durch vermehrte Biofilmbildung und damit verbundenem erhöhtem Spülwasserverbrauch betrieben werden. Der Spülwasserverbrauch belief sich auf 2 bis 3 % des Zulaufvolumenstroms.

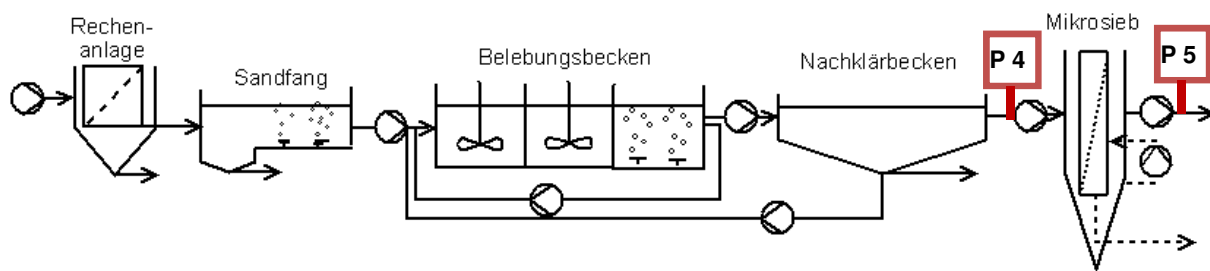
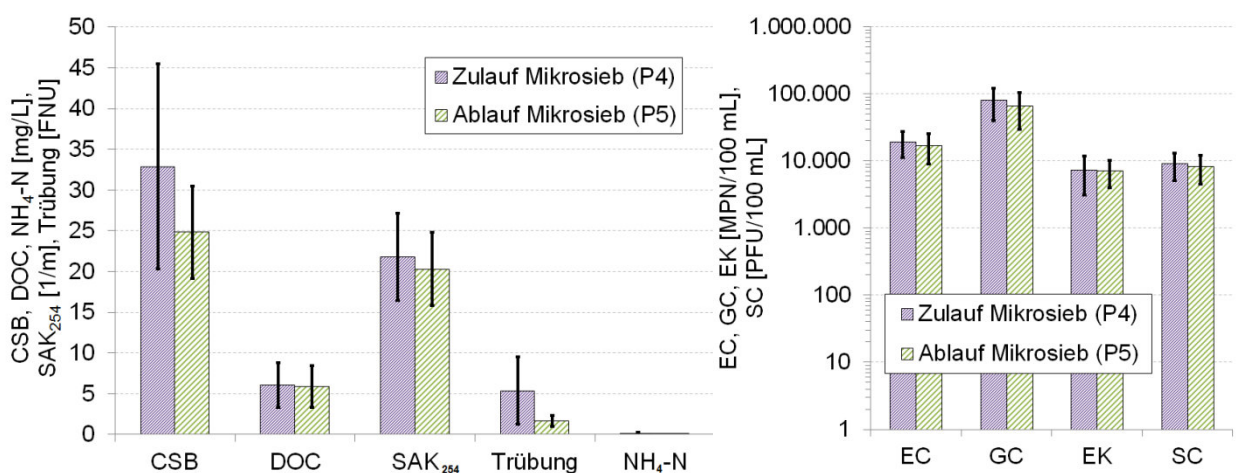


Abbildung 28: Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase IIIa

Die durchschnittliche Reinigungsleistung des Mikrosiebs hinsichtlich der organischen Abwasserinhaltsstoffe betrug gemessen als CSB in der homogenisierten Probe 25 % (Abbildung 29 und Anhang 8). Der Rückhalt der organischen Inhaltsstoffe durch das Mikrosieb beschränkte sich weitgehend auf den partikulären Anteil, was sich an der Verringerung des gelösten organischen Kohlenstoffs von nur 3 % zeigte. Der Rückhalt des partikulären Anteils der Abwasserinhaltsstoffe durch die Mikrosiebung zeigte sich auch in der Verringerung der Trübung um 69 %. Die Konzentration von AFS im Ablauf des

Mikrosiebes betrug in den an acht Versuchstagen durchgeführten Analysen jeweils weniger als 3 mg/L mit einem Minimalwert von 1,5 mg/L. Bei Konzentrationen von 1 mg/L müssen mindestens 20 Liter des Ablaufs filtriert werden, um die nach DIN 38409-2 (1987) geforderte Trockenmasse von mindesten 20 mg AFS zu erhalten. Um den Analysenaufwand zu reduzieren, wurden für die weiteren Versuche routinemäßig nur noch die Trübung als Parameter zur Erfassung der ungelösten Substanzen (DIN EN ISO 7027, 2000) gemessen und stichprobenhafte Messungen von AFS durchgeführt. Die Konzentration von $\text{NH}_4\text{-N}$, der pH-Wert und die Leitfähigkeit des behandelten Wassers blieben unbeeinflusst durch die Mikrosiebung. Auch die Konzentration der untersuchten Mikroorganismen änderte sich nur geringfügig.



EC – *E. coli*; GC – Gesamtcolliforme Bakterien; EK – Enterokokken; SC – Somatische Coliphagen

Abbildung 29: Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Zu- und Ablauf des Mikrosiebes

Vergleichbare Ergebnisse lieferte eine Studie von Persson et al. (2006) zur Untersuchung der Reinigungsleistung von Mikrosieben im Ablauf von Schwebebett-Biofilmreaktoren in Bezug auf AFS. Die Studie berichtet von Ablaufkonzentrationen zwischen 2 und 3 mg AFS/L nach einer Mikrosiebung mit einer Maschenweite von 10 μm von behandeltem Abwasser mit 10 bis 15 mg AFS/L. Eine weitere Studie von Mattson et al. (2008) bestätigt diese Ergebnisse. Abläufe von Belebtschlammanlagen (8 bis 15 mg AFS/L) und Abläufe von Schwebebett-Biofilmreaktoren (20 bis 30 mg AFS/L) wiesen demnach nach einer Mikrosiebung mit Maschenweiten von 10 und 18 μm Ablaufkonzentrationen von 2 bis 5 mg AFS/L auf.

5.1.3. Reinigungsleistung des Sandfilters

Während des Betriebs der Versuchsanlagen in Phase IIIb wurden an den beiden in Abbildung 30 dargestellten Probenahmestellen (P4 und P6) die Reinigungsleistung anhand der physikalisch-chemischen Parameter CSB, DOC, SAK_{254} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und Trübung sowie der mikrobiologischen Parameter *E. coli*, gesamtcoliforme Bakterien und Enterokokken analysiert. Der Spülwasserverbrauch des Sandfilters belief sich auf 4 bis 5 % des Zulaufvolumenstroms.

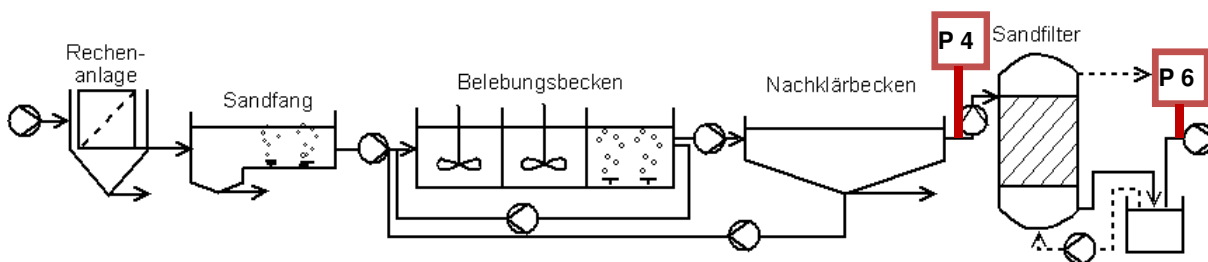
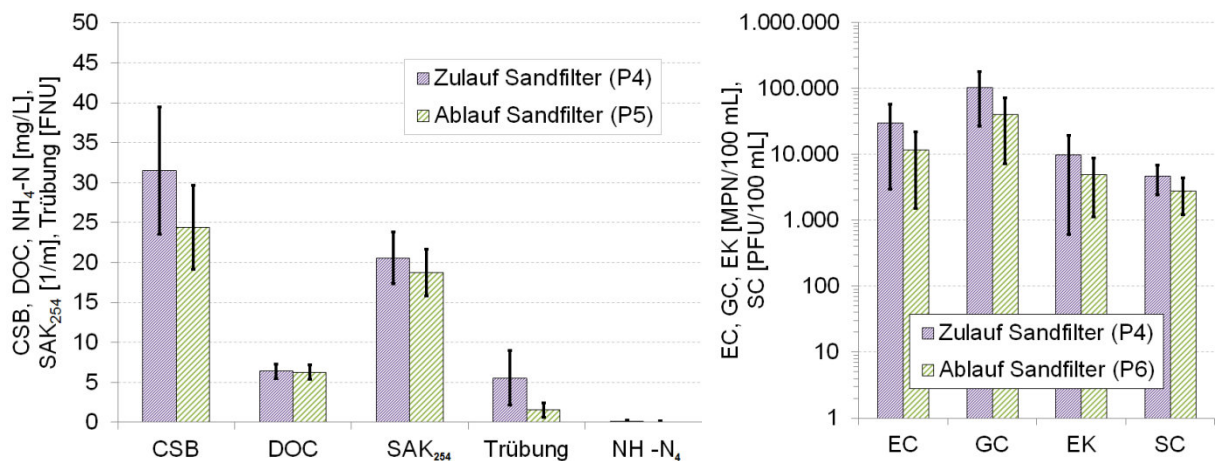


Abbildung 30: Probenahmestellen an der Versuchsanlage zur Abwasserbehandlung vor der Desinfektion, Versuchsphase IIIb

Die Reinigungsleistung des Sandfilters bei einer Filtergeschwindigkeit von 14 m/h war bezüglich der Mehrzahl der analysierten Abwasserparameter vergleichbar mit der des Mikrosiebes. Hinsichtlich der organischen Abwasserinhaltsstoffe (gemessen als CSB in der homogenisierten Probe) betrug die Reinigungsleistung durchschnittlich 23 % (Abbildung 31 und Anhang 8). Der Rückhalt der organischen Inhaltsstoffe durch den Sandfilter beschränkte sich auch hier weitgehend auf den partikulären Anteil, was sich an der Verringerung des gelösten organischen Kohlenstoffs von nur 3 % zeigte. Der Rückhalt des partikulären Anteils der Abwasserinhaltsstoffe durch die Sandfiltration zeigte sich auch in der Verringerung der Trübung um 72 %. Leitfähigkeit und pH-Wert des behandelten Wassers blieben unbeeinflusst durch die Sandfiltration. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt verringerte sich um durchschnittlich 63 %. Es konnte eine stärkere Verringerung der Konzentration der untersuchten Mikroorganismen als bei der Mikrosiebung beobachtet werden; sie blieb aber mit weniger als einer Größenordnung ($< 1\text{-log}_{10}$) dennoch geringfügig.



EC – *E. coli*; GC – Gesamtcoliforme Bakterien; EK – Enterokokken; SC – Somatische Coliphagen

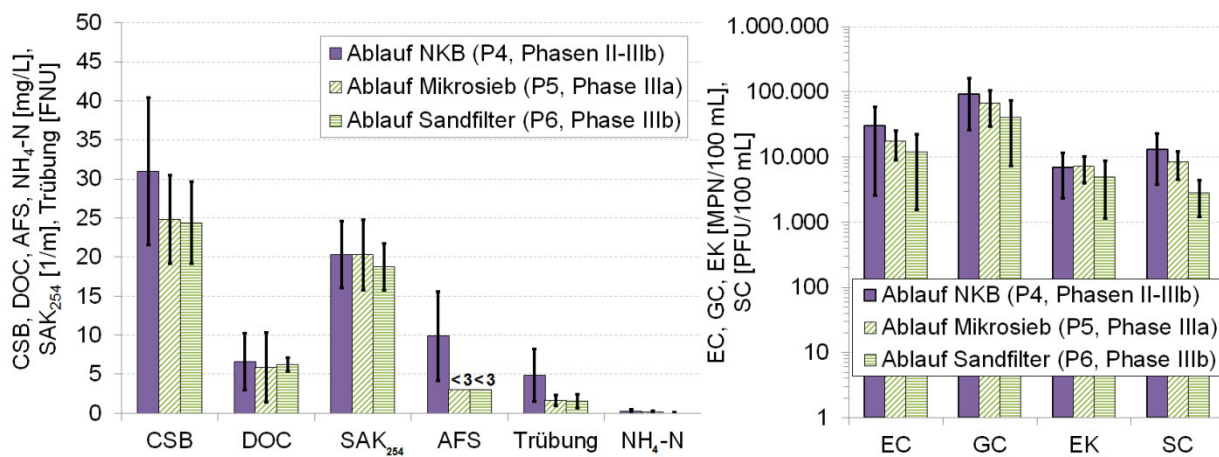
Abbildung 31: Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Zu- und Ablauf des Sandfilters sowie mittlere Reinigungsleistungen

Die Untersuchungsergebnisse hinsichtlich der Reinigungsleistung in Bezug auf den Rückhalt von AFS und CSB liegen geringfügig unter der durchschnittlichen Reinigungsleistung sechs verschiedener großtechnischer Raumfilter, die in einer Studie von Barjenbruch (2007) im Ablauf kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen in Deutschland untersucht wurden. Dies ist vermutlich auf die (im Trockenwetterfall) geringeren Filtergeschwindigkeiten der in dieser Studie untersuchten Raumfilter von etwa 7,5 m/h zurückzuführen. Barjenbruch beziffert die mittlere Reinigungsleistung für AFS auf 79 % und für CSB auf 28 %. Gomez et al. (2006) berichten, in guter Übereinstimmung mit den in dieser Arbeit erzielten Ergebnissen, von einer Verringerung von *E. coli* im Ablauf von Belebtschlammanlagen mittels Drucksandfiltration um 34 %. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch eine Studie von Abegglen et al. (2009), wobei sich die Konzentration von DOC um 8,3 %, die von *E. coli* um 38,1 % und die von Enterokokken um 36,6 % im Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage (Belebtschlammverfahren) durch eine nachgeschaltete Sandfiltration bei einer Filtergeschwindigkeit von 14 m/h verringerte.

5.1.4. Vergleich der Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion

Während der Versuchsphase I (chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlung) konnte die anfänglich gute Reinigungsleistung der Versuchsanlage aufgrund massiver Biofilmbildung nicht über einen längeren Zeitraum stabil aufrechterhalten werden (siehe Kapitel 5.1.1). Eine Eignung des entsprechend behandelten Wassers zur Wasserwiederverwendung wurde demzufolge ausgeschlossen und die erzielten Ergebnisse dieser Versuchsphase im Folgenden

nicht weitergehend ausgewertet. Während der Versuchsphase II wurde direkt der Ablauf des Nachklärbeckens der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt (Belebtschlammverfahren) als Zulauf zu den Desinfektionsversuchsanlagen verwendet. Die Säulen „Ablauf NKB (Phase II+III)“ in Abbildung 32 zeigen die Ablaufwerte im Ablauf des Nachklärbeckens sowohl während der Versuchsphase II als auch während der Versuchsphasen IIIa und IIIb. Außerdem sind die Ablaufwerte im Anschluss an die Mikrosiebung (Phase IIIa) und die Sandfiltration (Phase IIIb) dargestellt.



EC – *E. coli*; GC – Gesamtcoliforme Bakterien; EK – Enterokokken; SC – Somatische Coliphagen

Abbildung 32: Mittelwerte und Standardabweichungen ausgewählter Abwasserparameter im Ablauf der Abwasserbehandlungsverfahren vor der Desinfektion während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb

Die gemessenen Konzentrationen des CSB und BSB₅ liegen im Ablauf des Nachklärbeckens, verglichen mit den Durchschnittswerten aller in Deutschland erfassten kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen (DWA, 2011), im mittleren Bereich, die von NH₄-N deutlich unter dem deutschlandweiten Mittelwert. Die Differenz der Konzentrationen der Indikatororganismen *E. coli* und gesamtcoliforme Bakterien beträgt zwischen dem Zulauf des Belebungsbeckens (Tabelle 9) und dem Ablauf der Nachklärung (Tabelle 10) rund 2 log₁₀-Stufen. Dies entspricht der maximal zu erwartenden Verringerung von Bakterien durch das Belebtschlammverfahren (siehe Tabelle 3).

Eine Messreihe mit Analysen in der filtrierten (0,45 µm) und in der homogenisierten Ablaufprobe zeigte, dass der CSB im Ablauf der Nachklärung zu 80 % in gelöster Form vorlag (Messwerte siehe Anhang 9). Die nachfolgende Mikrosiebung bzw. Sandfiltration im Ablauf des Nachklärbeckens erreichte eine Verringerung des CSB um rund 20 %. Außerdem wurde eine deutliche Verringerung der partikulären Abwasserinhaltsstoffe, gemessen als AFS (> 70 %) bzw. als Trübung (> 65 %), erzielt. Unterschiedliche Reinigungsleistungen des

Sandfilters im Vergleich zum Mikrosieb zeigten sich in Bezug auf $\text{NH}_4\text{-N}$. Die deutlich stärkere Verringerung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration bei gleichzeitiger Verringerung der Sauerstoffkonzentration im Ablauf des Sandfilters (aber bei nur geringer Verringerung der DOC Konzentration) deutet auf eine geringfügige biologische Aktivität des Sandfilters hin. Weiterhin ist der Rückhalt von Indikatorbakterien durch die Sandfiltration (Verringerung gegenüber Ablauf NKB um 40 bis 62 %, Abbildung 31) etwas höher als durch die Mikrosiebung (Verringerung gegenüber Ablauf NKB um 4 bis 16 %, Abbildung 29). Der Filtrationswiderstand von Mikrosieben ist verglichen mit dem von Sandfiltern, aufgrund der geringen Dicke und einheitlichen Porengröße des Filtermediums, geringer. Dies spiegelt sich im Energieverbrauch wider, der bei großtechnischen Sandfiltern im Ablauf kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen mit 22 bis 55 Wh/m³ (Müller et al., 1999, Haberkern et al., 2008, Miehe et al., 2011) deutlich höher als der von großtechnischen Mikrosieben mit 9 bis 24 Wh/m³ (Roth, 1991, Müller et al., 1999, Miehe et al., 2011) ist. Der Spülwasserverbrauch großtechnischer Sandfilter im Ablauf kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen liegt mit durchschnittlich 9 % des Zulaufwasservolumenstroms (Barjenbruch, 2007) ebenfalls deutlich über dem von Mikrosieben (mit 10 μm Maschenweite) im halbtechnischen Maßstab mit durchschnittlich 2 % des Zulaufvolumenstroms (Miehe et al., 2011).

5.2. Desinfektion des behandelten Abwassers

Die Gliederung der folgenden vier Kapitel ist jeweils identisch aufgebaut und beschreibt die Versuchsergebnisse in der Reihenfolge der in Tabelle 7 erläuterten Untersuchungsschwerpunkte:

- (1) Inaktivierung von Krankheitserregern
- (2) Mikrobiologische Stabilität
- (3) Umweltauswirkungen
- (4) Kosteneffizienz und Praktikabilität

Die Leistungsfähigkeit der einzelnen Desinfektionsverfahren zur Inaktivierung von Krankheitserregern (1) wird in der vorliegenden Arbeit, anhand der in Kapitel 4.1 beschriebenen Versuchsphasen, in erster Linie anhand der Indikatororganismen *E. coli* beurteilt. Näheres zur Auswahl der zusätzlich untersuchten Indikatororganismen findet sich in Kapitel 4.4.2.

Basierend auf den in Kapitel 2.3.3 beschriebenen Grundlagen zur mikrobiologischen Stabilität (2) des behandelten Wassers wurde eine gesonderte Versuchsphase zur Ermittlung der mikrobiologischen Stabilität, sowohl des Ablaufs jeder einzelnen Desinfektionsanlage als auch einer nicht desinfizierten Ablaufprobe, durchgeführt. Die Auswahl der mikrobiologischen Leitparameter ist in Kapitel 4.4.2 erläutert.

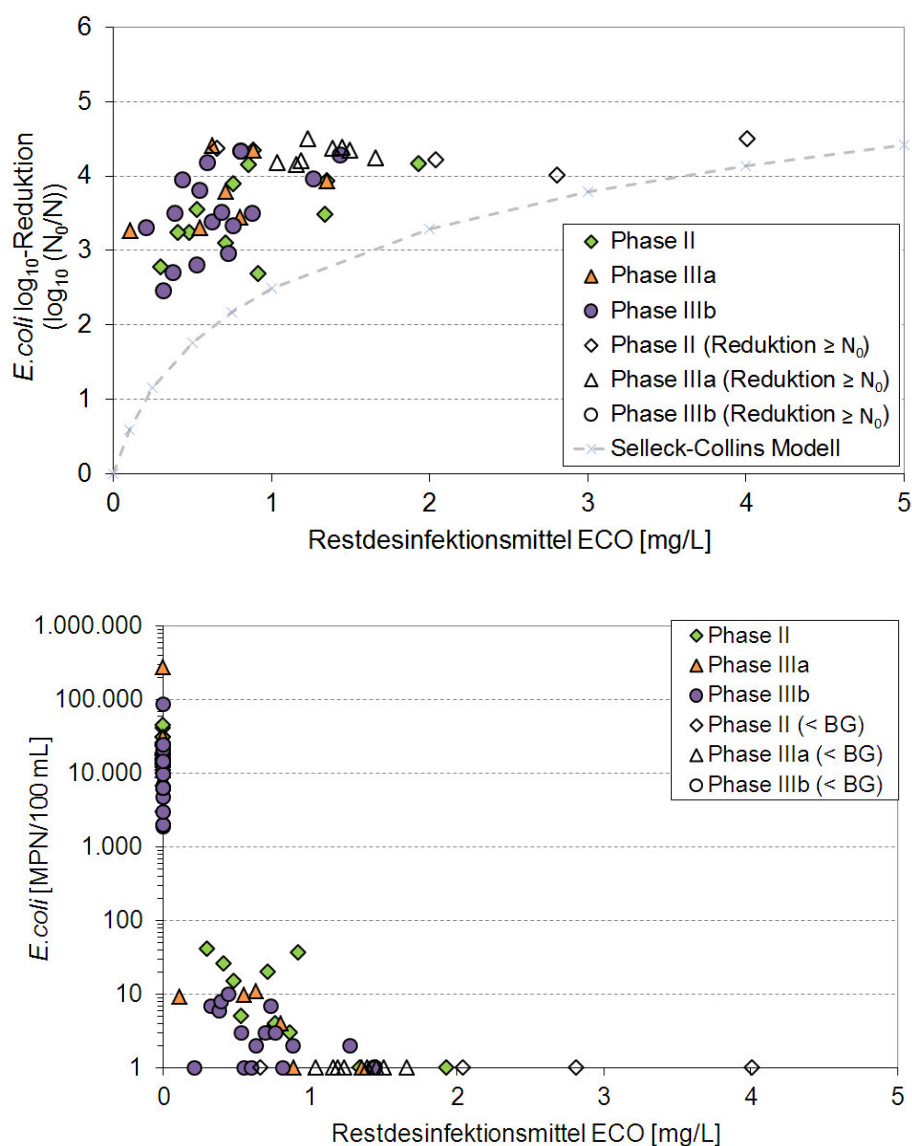
Die Auswirkungen der Desinfektionsverfahren auf die Umwelt (3) wurden, in Anlehnung an die in Kapitel 2.3.4 beschriebenen umweltrelevanten Reaktionen der Desinfektionsmittel mit Wasserinhaltsstoffen, primär anhand der Toxizität des behandelten Wassers analysiert. Darüber hinaus werden die Ergebnisse der DNP-Analysen der einzelnen Desinfektionsverfahren dargestellt. Weitere Auswirkungen auf Wasserinhaltsstoffe, die mit Hilfe der eingesetzten Desinfektionsverfahren verursacht werden können, werden ebenfalls unter diesem Untersuchungsschwerpunkt (3) in Bezug auf die Verringerung der Konzentration ausgewählter anthropogener Spurenstoffe dargestellt. Basierend auf den in Kapitel 2.2 beschriebenen möglichen Auswirkungen, die die Anwendung der Desinfektionsverfahren auf die Abwasserinhaltsstoffe haben können, wurden zusätzlich im Ablauf der Desinfektionsverfahren mit oxidativ wirksamen Substanzen (Chlor, Chlordioxid und Ozon) die Konzentrationsveränderungen der organischen Summenparameter CSB, DOC und SAK₂₅₄ untersucht. Außerdem wurden die Auswirkungen der genannten Desinfektionsverfahren auf den pH-Wert, die Leitfähigkeit sowie die Auswirkungen der Chlorelektrolyse auf die Ammoniumkonzentration des behandelten Wassers analysiert.

Der Untersuchungsschwerpunkt (4) beinhaltet neben der Betrachtung der Kosteneffizienz auch eine Energiebedarfsbetrachtung; beide Betrachtungen basieren auf Literaturdaten (siehe Kapitel 4.5.2). Die Breite der Datengrundlage fällt, je nach Verbreitung des Verfahrens im großtechnischen Einsatz (siehe Kapitel 2.2), sehr unterschiedlich aus. Zusätzlich wurde der Energiebedarf der im Rahmen dieser Arbeit konzeptionierten und betriebenen Versuchsanlagen (als Summe des Energiebedarfs aller Bauelemente der jeweiligen Desinfektionsanlage) gemessen, der jedoch aufgrund der besonderen Randbedingungen der Versuchsanlagen nicht repräsentativ für großtechnische Anlagen ist. In Kapitel 5.2.5 sind diese Ergebnisse des Vergleichs des Energiebedarfs der Versuchsanlagen den Ergebnissen der Literaturdaten gegenübergestellt. Darüber hinaus werden unter dem Untersuchungsschwerpunkt (4) Sicherheitsaspekte sowie weitere Aspekte, die für die Planung und den Betrieb der vier verschiedenen Desinfektionsverfahren relevant sind, erläutert. Hierzu zählen Möglichkeiten einer optimierten Mess- und Steuerungsstrategie, Betriebssicherheit der Anlagen sowie hydraulische Gesichtspunkte der Reaktionsbehälter.

5.2.1. Chlorelektrolyse

*Inaktivierung von Krankheitserregern mittels **Chlorelektrolyse***

Die Versuchsergebnisse zur Verringerung der Konzentration von *E. coli* mittels Chlorelektrolyse, die während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb erzielt wurden, sind in Abbildung 33 in Abhängigkeit der gemessenen Konzentration von Restdesinfektionsmitteln, nach abgeschlossener Reaktionszeit von 25 Minuten, aufgetragen. Der Chlorelektrolysereaktor wurde kontinuierlich mit einer Stromstärke von 10 A (entsprechend einer eingetragenen Ladung von 11,43 mAh je Liter behandeltes Wasser bzw. einer Stromdichte bezogen auf die effektive Anodenoberfläche von 286 mA/cm²) betrieben. Der behandelte Wasservolumenstrom betrug 0,875 m³/h. Entsprechend der durchgeführten Versuche zur Bestimmung des Massenstroms, des unter diesen Bedingungen erzeugten Chlorgases, kann von einer maximalen Dosis von 14,1 mg/L ausgegangen werden (bei neuer Membran und neuen Elektroden). Bei dem hier angewandten Prozess der Desinfektion mittels Chlorelektrolyse spielte Chlor die dominierende Rolle (vergleiche auch Schmalz et al., 2009 und Kapitel 2.2.2). Daher entsprechen die Restdesinfektionsmittelkonzentrationen, angegeben als ECO, näherungsweise der Gesamtchlorkonzentration. Die Konzentration von freiem Chlor war in 53 % der Analysen $\leq 0,03$ mg/L. Durchschnittlich betrug der Anteil von freiem Chlor am Gesamtchlor 18,5 %, wobei während der Phase II, durch die deutlich höheren Ammoniumkonzentrationen und der dadurch erhöhten Chloraminbildung, der Anteil bei nur 7 % lag. Laut Kobylinski und Bhandari (2010) müssen zur Knickpunktchlorung von behandeltem Abwasser, welches 1 mg NH₄-N/L enthält, durchschnittlich 10 mg Cl₂/L dosiert werden, um eine messbare Konzentration von freiem Chlor im behandelten Wasser zu erreichen. Der pH-Wert des behandelten Wassers lag während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb zwischen 7,1 und 7,3. Demzufolge kann nach Abbildung 6 davon ausgegangen werden, dass 70 bis 75 % des produzierten freien Chlors im behandelten Abwasser als hypochlorige Säure vorlag.



BG – Bestimmungsgrenze

Abbildung 33: Inaktivierung von *E. coli* mittels Chloreelektrolyse, Messwerte und Modellergebnisse (nach Selleck-Collins (Collins et al., 1971, in: Kobylinski und Bhandari, 2010))

Mit steigender Restdesinfektionsmittelkonzentration erhöhte sich die Desinfektionswirkung. Ab einer Restdesinfektionsmittelkonzentration von 1,5 mg/L ECO bzw. Gesamtchlor nach abgeschlossener Reaktionszeit war die Inaktivierung von *E. coli* $\geq 4 \log_{10}$ -Stufen und ab einer Restdesinfektionsmittelkonzentration von 2 mg/L ECO lag die *E. coli* Konzentration unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL. In der Literatur finden sich nur wenige Studien, in denen Untersuchungsergebnisse mit elektrolytisch hergestellten Desinfektionsmitteln zur Wasserbehandlung beschrieben sind. In einer Studie von Venczel et al. (2004) wurde im Laborversuch einer gepufferten Wasserlösung ohne chlorzehrende Inhaltsstoffe, die mit unterschiedlichen Mikroorganismen beimpft wurde,

ein elektrolytisch hergestelltes Desinfektionsmittel (Aufbau und Betrieb der Elektrolysezelle vergleichbar mit der in dieser Arbeit verwendeten Anlage) zudosiert. Bei einem eingestellten pH-Wert von 6 und 8 waren Restdesinfektionsmittelkonzentrationen von 1 und 2 mg ECO/L erforderlich, um eine Verringerung der *E. coli*-Konzentration um 4 log₁₀-Stufen zu erreichen. Bei einem ähnlichen Versuchsaufbau zeigten Casteel et al. (2000) in einer gepufferten Wasserlösung mit einem pH-Wert von 7, dass bei Restdesinfektionsmittelkonzentrationen von 1,3 mg ECO/L nach 30-minütiger Kontaktzeit eine Inaktivierung von *E. coli* um mehr als 5 log₁₀-Stufen erreicht wurde. Obwohl das in der vorliegenden Arbeit behandelte Wasser chlorzehrende Substanzen enthielt, ist der Desinfektionserfolg vergleichbar mit dem in den beiden vorgestellten Studien. Vergleicht man die in dieser Untersuchung erzielten log₁₀-Reduktionen mit denen nach dem Selleck-Collins-Modell (Collins et al., 1971, in: Kobylinski und Bhandari, 2010) für die Desinfektion von behandeltem Abwasser theoretisch errechneten, nach:

$$N_t = N_0(1 + 0,23 \cdot C \cdot t)^{-3}$$

mit:

N_t = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt t

N_0 = Anzahl der Mikroorganismen zum Zeitpunkt $t = 0$

C = Konzentration des Restdesinfektionsmittels als Gesamtchlor (hier: ECO) (mg/L)

t = Kontaktzeit (min), hier 25 min

zeigt sich ein etwas besserer Desinfektionserfolg als der nach dem Modell errechnete. Bei einer Restkonzentration von ECO von 2 mg/L ergäbe sich eine theoretische log₁₀-Reduktion von 3,2 gegenüber einer 4 log₁₀-Reduktion, wie sie durch die Chloreelektrolyse erzielt wurde (siehe Abbildung 33). Dies kann ein Hinweis auf die Desinfektionswirkung weiterer elektrochemisch gebildeter Oxidationsmittel, außer Chlorgas, sein.

Die Menge an erzeugten ECO nahm mit der Alterung der Elektroden deutlich ab. Dies zeigte sich unter anderem an den Messergebnissen hinsichtlich der Inaktivierungseffektivität gegenüber *E. coli* von Phase IIIb (siehe Abbildung 34).

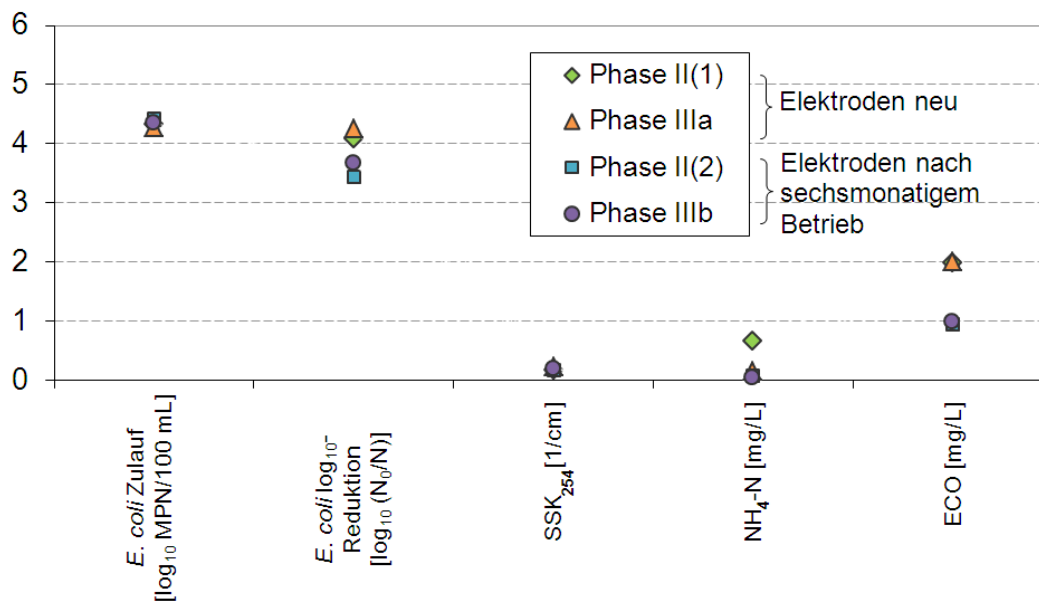
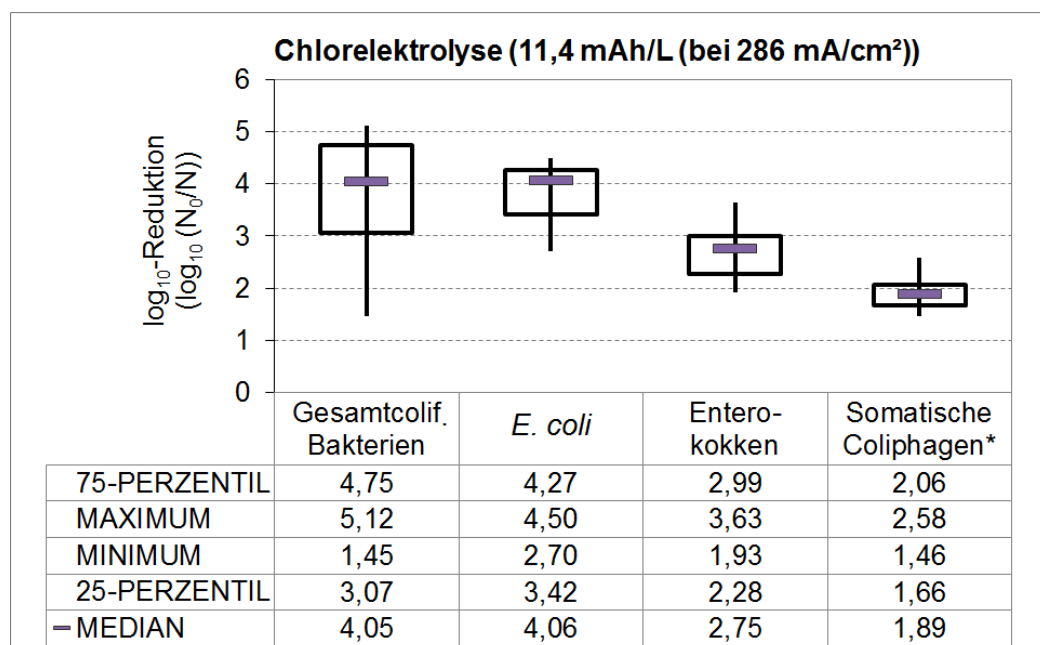


Abbildung 34: Mittlere Zu- und Ablaufwerte bei der Desinfektion mittels Chlorelektrolyse

Bei gleicher Anlagenbetriebsweise und vergleichbarer Wasserqualität wie in Phase IIIa, wurden geringere Konzentrationen an Restdesinfektionsmitteln und eine niedrigere Desinfektionswirkung gemessen. Die Versuchsphasen II und IIIa wurden in sehr kurzem zeitlichem Abstand durchgeführt, sodass bei deren Vergleich der Einfluss der Materialalterung vernachlässigbar ist. Die Abwassercharakteristik im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen wies hinsichtlich der Parameter CSB, DOC und SAK₂₅₄ in Phase IIIa, trotz weitergehender Abwasserbehandlung nur geringfügige Unterschiede zu den in Phase II gemessenen Werten auf (vergleiche Kapitel 4.6 und 5.1.2). Bei gleicher Anlagenbetriebsweise ließen sich bei Versuchsphase II vergleichbare Mengen an Restdesinfektionsmitteln, gemessen als ECO/Gesamtchlor, nachweisen. Bei einer Wiederholung von Versuchsphase II mit Elektroden, die bereits sechs Monate im Betrieb waren, zeigten sich ähnliche Ergebnisse wie in Phase IIIb, weshalb davon auszugehen ist, dass der Einfluss der Elektrodenalterung auf den Desinfektionserfolg höher ist als die Wasserqualitätsunterschiede zwischen den Phasen II, IIa und IIIb.

Neben der Desinfektionswirkung gegenüber *E. coli*, wurde auch die gegenüber gesamtcoliformen Bakterien, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Laufe der verschiedenen Versuchsphasen untersucht. Die Grundgesamtheit der in Abbildung 35 dargestellten Messergebnisse ist auf die Versuchstage (n=16) der Versuchsphasen II bis IIIb reduziert, bei denen im Ablauf der Chlorelektrolyse alle vier genannten Indikatororganismen zeitgleich gemessen wurden. Die Inaktivierung gegenüber *E. coli* und gesamtcoliformen Bakterien war mit einem

Mittelwert von 4,1 und 4,5 \log_{10} -Stufen um mehr als eine log-Stufe höher als die gegenüber Enterokokken von 3,0 \log_{10} -Stufen. Die Desinfektionswirkung gegenüber somatischen Coliphagen war mit einer mittleren Inaktivierung von 2,0 \log_{10} -Stufen am geringsten. Die mittleren Zulaufkonzentrationen lagen für alle vier Indikatororganismen zwischen 10^4 und 10^5 MPN/100 mL bzw. PFU/100 mL. Abbildung 35 zeigt eine statistische Auswertung der gemessenen \log_{10} -Reduzierungen für die vier unterschiedlichen Indikatororganismen. Der Anteil der Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze lag für gesamtcoliforme Bakterien bei 6 %, für *E. coli* bei 38 %, für Enterokokken bei 6 % und für somatische Coliphagen bei 88 %. Ähnliche Ergebnisse werden auch in einer Studie von Alcalde et al. (2012) vorgestellt. Hier wurde nach einer weitergehenden Behandlung des Ablaufes einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage (Belebtschlammverfahren) mittels Fällungs- und Flockungsmittel, Sedimentation, Sandfiltration und anschließender Chlorung mit 8 mg/L Cl_2 (dosiert als Natriumhypochlorit) eine Verringerung der Konzentration von fäkalcoliformen Bakterien (im Wesentlichen *E. coli*) um 3,4 \log_{10} -Stufen, der von Enterokokken um 2,5 \log_{10} -Stufen und der von somatischen Coliphagen um 0,9 \log_{10} -Stufen erzielt. Diese Ergebnisse lassen sich dadurch erklären, dass somatische Coliphagen eine höhere Resistenz gegenüber chlorbasierten Desinfektionsmitteln aufweisen als *E. coli* und Enterokokken (Ashbolt et al., 2001).



* 88 % der Ergebnisse: Reduktion $\geq N_0$

Abbildung 35: Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Chloreelektrolyse

*Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach **Chlorelektrolyse***

Bei der Versuchsreihe zur Untersuchung der mikrobiologischen Stabilität des behandelten Wassers wurde aus technischen Gründen, stellvertretend für die Chlorung mittels Chlorelektrolyse, Natriumhypochlorit (NaOCl) mit einer Dosis von 12,5 mg Cl₂/L hinzugegeben. Der Restchlorgehalt lag mit Gesamtchlor von 0,61 mg/L und freiem Chlor unter der Bestimmungsgrenze (0,03 mg/L) im Bereich der mittleren Restchlorkonzentrationen der Chlorelektrolyseversuchsreihen. Demzufolge wird von einer guten Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse ausgegangen. Nach der Natriumhypochloritdosierung und 25-minütiger Reaktionszeit verringerte sich die Konzentration von gesamtcoliformen Bakterien und *E. coli* um 4,2 log₁₀-Stufen, die der Koloniezahlen bei 22 °C und bei 36 °C um 2,6 und 2,8 log₁₀-Stufen und die der Bakterien *P. aeruginosa* um mehr als 3,1 log₁₀-Stufen (bis unter die Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL). Bereits nach 24-stündiger Stagnation bei 25 °C im Dunkeln konnte ein Anstieg der Koloniezahlen festgestellt werden (Abbildung 36). Nach weiteren fünf Tagen war die Koloniezahl in der desinfizierten Probe höher als in der nicht desinfizierten Abwasserprobe. Die Ursache hierfür liegt vermutlich in einer Erhöhung der Bioverfügbarkeit der organischen Substanzen durch die Chlorung (Wricke et al., 2002, Batté et al., 2003, Weinrich et al., 2010, Thayanukul, 2013). Erst am letzten Probenahmetag, nach 14-tägiger Stagnation, konnte eine leichte Abnahme der Koloniezahlen, bei der mit NaOCl behandelten Probe, beobachtet werden. Die Anzahl der gesamtcoliformen Bakterien nahm ebenfalls in der mit NaOCl behandelten Probe im Verlauf der Stagnationszeit zu und war nach 14 Tagen höher als in der nicht desinfizierten Abwasserprobe. Eine Zunahme der Konzentration von *E. coli* und *P. aeruginosa* konnte nicht beobachtet werden. Die Konzentration von freiem Chlor war bereits direkt nach 30-minütiger Reaktionszeit mit NaOCl unter der Bestimmungsgrenze. Gesamtchlor nahm von 0,61 mg/L nach abgeschlossener Reaktionszeit kontinuierlich ab und konnte nach 6-tägiger Stagnation noch mit 0,05 mg/L nachgewiesen werden. Der Gehalt an DOC und CSB verringerte sich in der stagnierenden Probe nach 14 Tagen um 5 und um 12 %. Der SAK₂₅₄ verringerte sich um 22 %. Die vollständigen Messdaten dieser Versuchsreihe sind in Anhang 10 zusammengestellt.

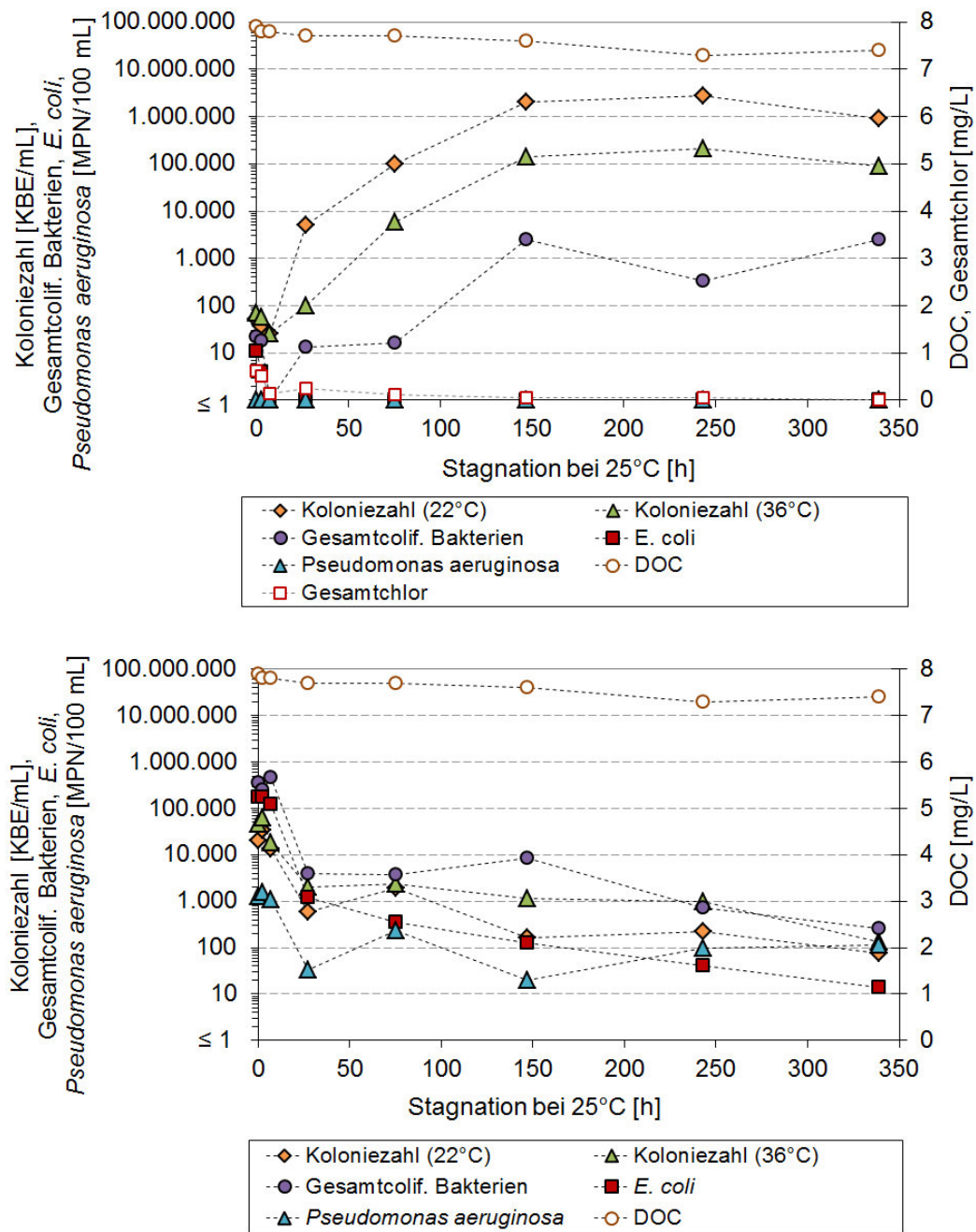


Abbildung 36: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Chlorelektrolyse (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten)

Auch eine Studie von Zhang und DiGiano (2002) zur mikrobiologischen Stabilität in Trinkwasserverteilungsnetzen stellte einen Anstieg der Bakterienzahl mit ansteigender Stagnationszeit und abnehmender Restdesinfektionsmittelkonzentration fest. Zhang und DiGiano (2002) leiten daraus die Notwendigkeit der Aufrechterhaltung ausreichender Restdesinfektionsmittelkonzentrationen im Verteilungsnetz zur Verhinderung einer Wiederverkeimung ab. Hamsch (2009) empfiehlt hingegen, das Wiederverkeimungspotential durch eine Verringerung der Konzentration des mikrobiell leicht verfügbaren Kohlen-

stoffs während der Trinkwasseraufbereitung zu verringern, sodass es auch bei fehlenden Restdesinfektionsmittelgehalten im behandelten Wasser nicht zu einer Wiederverkeimung kommt. Die Übertragbarkeit dieser Empfehlungen für die Wasserwiederverwendung sollte in zukünftigen Forschungsvorhaben untersucht werden. In Übereinstimmung mit den in der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnissen, nahm bei abnehmender Restdesinfektionsmittelkonzentration die Bakterienanzahl im Verteilungsnetz großtechnischer Wasserwiederverwendungssysteme mit zunehmendem Abstand zur Aufbereitungsanlage zu (Jjemba et al., 2010b, Thayanukul et al., 2013). Bei einer Studie von Jjemba et al. (2010b) zur mikrobiologischen Stabilität in Speichern und Verteilungsnetzen von Anlagen zur Wasserwiederverwendung zeigte sich, dass die Chlordosierung zu einem Anstieg der AOC- und BDOC-Konzentrationen im behandelten Wasser führte, welche mit einem erhöhten Wiederverkeimungspotential in Zusammenhang gebracht werden konnte. Die Häufigkeit, mit der gesamtcoliforme Bakterien und *Pseudomonas spp.* in Wasserwiederverwendungssystemen identifiziert werden konnte, nahm mit steigender AOC-Konzentration zu.

Umweltauswirkungen der Chlorelektrolyse

Im Ablauf der Chlorelektrolyseanlage konnte sowohl das Desinfektionsnebenprodukt Trihalogenmethan (THM) als auch eine deutliche Erhöhung der Parameter AOX und Toxizität, gemessen als Hemmung der Lichtemission der Leuchtbakterien *V. fischeri*, festgestellt werden. In Abbildung 37 ist die Konzentration von THM und AOX im Ablauf der Chlorelektrolyse in Abhängigkeit des DOC-Gehaltes des behandelten Wassers dargestellt. Die Chlorelektrolyseanlage wurde durchgehend mit einer Stromstärke von 10 A (entsprechend einer eingetragenen Ladung von 11,43 mAh je Liter behandeltes Wasser bzw. einer Stromdichte bezogen auf die effektive Anodenoberfläche von 286 mA/cm²) betrieben (siehe ersten Abschnitt dieses Kapitels). Im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen konnten in keiner der untersuchten Proben THM nachgewiesen werden. Die mittlere Zulaufkonzentration von AOX betrug 40 µg/L. Mit steigendem DOC-Gehalt des behandelten Wassers nahm die Bildung von AOX durch die Chlorelektrolyse deutlich zu.

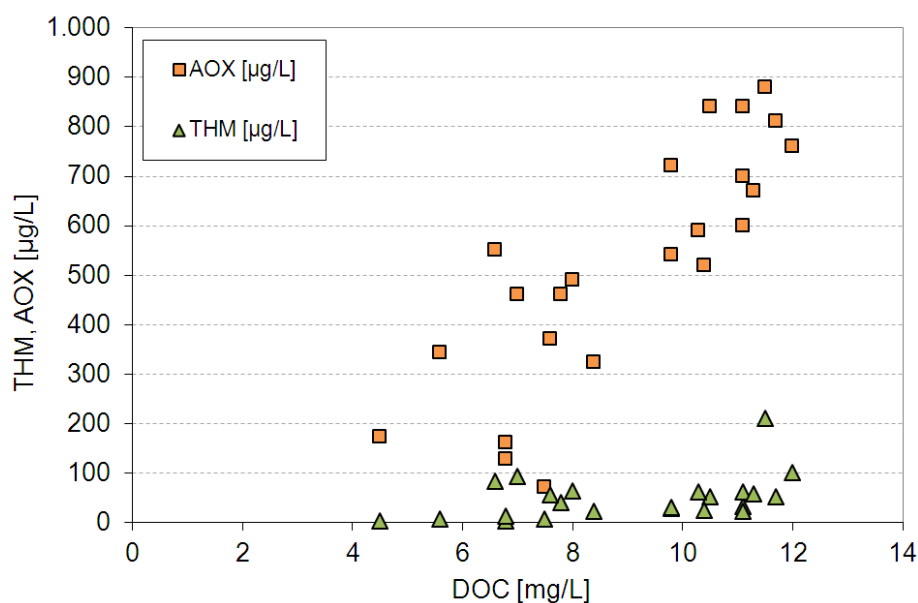


Abbildung 37: Desinfektionsnebenproduktbildung nach Chloreelektrolyse

Die THM-Konzentrationen im Ablauf der Chloreelektrolyseanlage betrugen durchschnittlich $48 \mu\text{g/L}$. Laut Gallard und von Gunten (2002) entspricht die THM-Bildung einer Kinetik zweiter Ordnung, die abhängig ist von der DOC-Konzentration und der Chlordosis. Wie bereits in früheren Studien berichtet wird (Koukouraki und Diamadopoulos, 2003, Yang et al., 2005, Metamoras et al., 2007), macht Trichlormethan (Chloroform) hierbei mit einem Anteil von 89 % den wesentlichen Bestandteil der gemessenen THM aus (vollständige Daten siehe Anhang 11). Von einer ähnlichen Abwasserzusammensetzung wie in der vorliegenden Arbeit (CSB: $33,5 \text{ mg/L}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$: $0,2 \text{ mg/L}$) wird auch in einer Studie von Matamoras et al. (2007) vom Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage in Lloret de Mar in Spanien berichtet. Eine Chlorung dieser Abläufe mit einer Dosis von 14 bis $16 \text{ mg Cl}_2/\text{L}$ führte zu THM-Konzentrationen von durchschnittlich $55 \mu\text{g/L}$. Die Chlorung von Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen ohne Nitrifikation und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen von 18 bis 29 mg/L führte hingegen zu deutlich geringerer THM-Bildung. Die Chloraminbildung bei höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im behandelten Wasser bzw. einer unvollständigen Oxidation der gebildeten Chloramine (Gewichtsverhältnis von Cl_2 zu $\text{NH}_4\text{-N} < 7,5$ (Wricke, 2011)) wurde hierbei für die geringeren THM-Konzentrationen im Ablauf verantwortlich gemacht (Metamoras et al., 2007). Auch Forschungsergebnisse von Wang et al. (2007) weisen darauf hin, dass bei steigendem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt des behandelten Abwassers die Bildung toxischer DNP bei der Chlorung verringert wird. Aktuelle Forschungsergebnisse zeigen jedoch, dass als Folge der Chloramin-

bildung NDMA entstehen kann (Huitric et al., 2006), welches eine vielfach höhere Kanzerogenität als THM aufweist (siehe Kapitel 2.2.2).

Bei Untersuchungen von Haaken et al. (2010) führte die Anwendung der elektrochemischen Desinfektion (in dieser Studie wurde die natürliche Salzmatrix des zu behandelnden Wassers zur In-situ-Erzeugung der Desinfektionsmittel genutzt) ebenfalls zu einer Zunahme der AOX-Konzentrationen im behandelten Wasser. Die Erhöhung der Ausgangskonzentration von durchschnittlich $25 \mu\text{g/L}$ auf AOX-Konzentrationen im Ablauf von 103 bis $112 \mu\text{g/L}$ wurde hier, als Folge unerwünschter Nebenreaktionen des elektrochemisch gebildeten freien Chlors mit den organischen Abwasserinhaltsstoffen, beobachtet (Haaken et al., 2010).

Die Toxizitätsanalyse des behandelten Wassers ergab für den Großteil der Proben einen deutlichen Toxizitätsanstieg. In Abbildung 38 ist die Darstellung der Versuchsergebnisse nach DIN EN ISO 11348-3 (2009) aufgetragen, bei der die Verdünnungsstufe bestimmt wird, ab der die Leuchtwirkung der Bakterien *V. fischeri* um weniger als 20 % gehemmt wird.

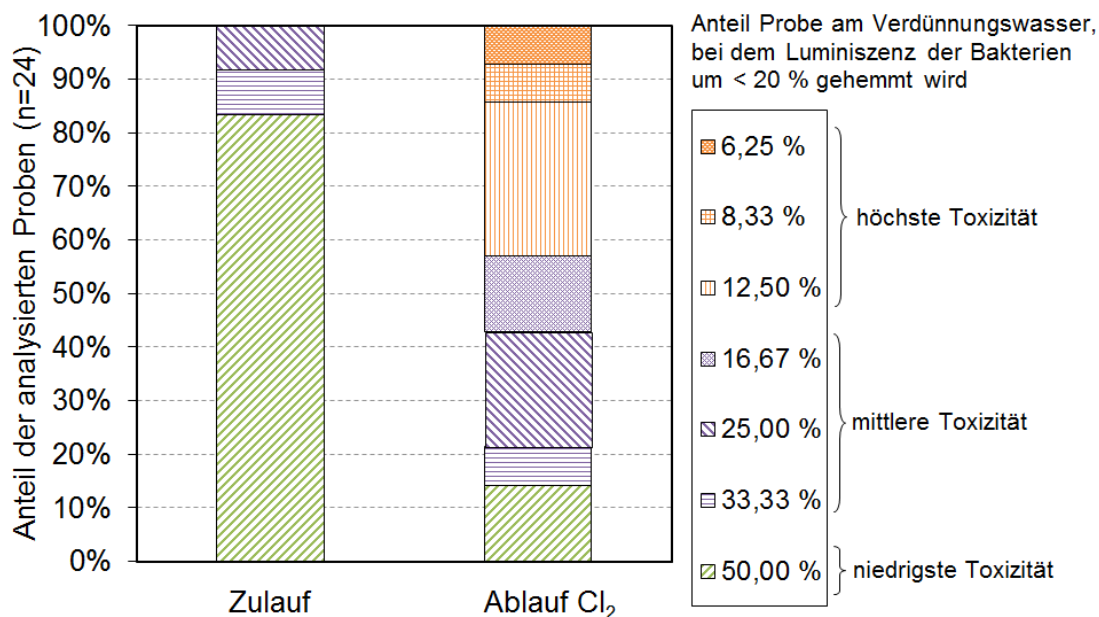


Abbildung 38: Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Chlorelektrolyse

Die Ursache der Toxizitätserhöhung ist zum einen in der Toxizität der Restdesinfektionsmittel und zum anderen in der Toxizität der gebildeten DNP zu suchen. Studien von Wang et al. (2007) und Watson et al. (2012) stellten fest, dass behandeltes Abwasser nach einer Chlorung auch nach anschließender Entchlorung noch eine höhere Toxizität aufweist als das behandelte Abwasser

vor der Chlorung (die eingesetzten Entchlorungschemikalien konnten als Ursache der Toxizitätserhöhung ausgeschlossen werden). Weiterhin berichten Wang et al. (2007), dass die Toxizität des behandelten Abwassers mit steigender DOC-Konzentration zunahm, was ebenfalls ein Hinweis auf DNP als Mitverursacher der Toxizitätserhöhung im behandelten Wasser ist.

Die Ergebnisse der orientierenden Untersuchung hinsichtlich der Verringerung der Konzentration ausgewählter anthropogener Spurenstoffe, als Folge des Einsatzes der Chloreelektrolyse an zwei verschiedenen Versuchstagen mit einer eingetragenen Ladung von 11,4 mAh/L (Stromdichte von 286 mA/m²), zeigten, dass die Konzentrationen des Röntgenkontrastmittels Amdotrizoesäure (3,3 µg/L), des Antibiotikums Sulfamethoxazol (0,6 µg/L) und des Antiepileptikums Carbamazepin (von 2,9 auf 2,75 µg/L) nicht bzw. kaum verringert wurden (vollständige Ergebnisse siehe Anhang 12). Die Konzentration des Schmerzmittels Diclofenac hingegen wurde um durchschnittlich 61 % (von 1,7 auf 0,8 µg/L) verringert und die Konzentration des Steroidhormons Estron lag an beiden Versuchstagen im Ablauf der Chloreelektrolyseanlage unter der Bestimmungsgrenze von 5 ng/L. Deborde und von Gunten (2008) beschreiben, dass zahlreiche anthropogene Spurenstoffe in Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen durch die Chlordesinfektion, in Abhängigkeit der Reaktivität ihrer funktionellen Gruppen gegenüber Chlor, in weniger reaktive Produkte transformiert werden können. In Übereinstimmung mit den in der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnissen, steht Diclofenac laut Snyder et al. (2007) beispielhaft für polyzyklische aromatische Kohlenstoffe (PAK) mit einer hohen Reaktivität gegenüber Chlor und dementsprechend hoher zu erwartender Konzentrationsverringerungen durch die Chlorung. Darüber hinaus wird für phenolische Steroide wie Estron berichtet, dass diese durch Chlor oxidiert werden können (Snyder et al., 2007, Lee und von Gunten, 2010). Abweichend von den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung, konnte in einer Studie von Lee und von Gunten (2010) die Konzentration von Sulfamethoxazol durch Chlor um über 90 % verringert werden, die von Carbamazepin allerdings nur um weniger als 5 %. Auch Li und Zhang (2011) berichten von einer Konzentrationsverringerung von Sulfamethoxazol um 27 % durch Chlorung im Ablauf einer Abwasserbehandlungsanlage.

Die Messung der organischen Wasserinhaltsstoffe (gemessen als CSB, DOC und SAK₂₅₄) im Zu- und Ablauf der Chloreelektrolyseanlage ergab lediglich für den Summenparameter SAK₂₅₄ eine Veränderung um mehr als 5 %. Während der Versuchsphasen II bis IIb zeigte sich eine Verringerung des SAK₂₅₄ durch die Chloreelektrolyse von durchschnittlich 8,3 %. Gallard und von Gunten (2002) führen die bei der Chlorung beobachtete Abnahme der UV₂₅₄-Absorption bei

gleichzeitiger Bildung von THM auf eine Substitution aktivierter aromatischer Strukturelemente zurück. Die Konzentration von $\text{NH}_4\text{-N}$ verringerte sich während der Versuchsphasen II bis IIIb um durchschnittlich 23,3 %. Die dabei entstandenen Chloramine konnten als gebundenes Chlor nachgewiesen werden. Eine Veränderung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit, durch die mögliche Reduktion des eingetragenen Chlors zu Chlorid, konnte nicht beobachtet werden (durchschnittliche Veränderungen < 2 %).

*Kosteneffizienz und Praktikabilität der **Chlorelektrolyse***

Großtechnische Anlagen zur Desinfektion behandelten Abwassers mittels elektrolytisch hergestellten Chlorgases existieren bislang nicht. Als Kostenvergleichskenngrößen wurden die Daten von Anlagen herangezogen, die mit fast identischer Verfahrenstechnik eine Desinfektion von behandeltem Abwasser mittels elektrolytisch hergestellten Natriumhypochlorits durchführen. Nach Elefritz (2000) und Gillette et al. (2003) belaufen sich die Betriebskosten auf 0,02 bis 0,03 €/m³ (Leong et al., 2008). Die Daten von Elefritz beziehen sich auf eine Natriumhypochloritdosis von 10 mg/L (gemessen als Cl_2). Lazarova (2004) gibt unterschiedliche Kostenanteile für eine Hochrechnung der Betriebskosten auf die Gesamtkosten, bezogen auf das Volumen an behandeltem Abwasser, für verschiedene Desinfektionsanlagen an. Bei der Chlorung machen die Betriebskosten einen Anteil von 60 % aus. Unter Annahme der Übertragbarkeit (die Betriebsmittelkosten für die Chlorelektrolyseanlage sind zwar geringer, dafür sind die Strom- und Wartungskosten höher als für Chlorgasanlagen, sodass der Betriebskostenanteil an den Gesamtkosten etwa gleich ist (Gillette et al., 2003)), folgen daraus Gesamtkosten für das hier betrachtete Chlorelektrolyseverfahren von 0,03 bis 0,05 €/m³.

Auch zur Ermittlung von Kenngrößen zum Energiebedarf wird auf Daten großtechnischer Anlagen zurückgegriffen, die eine Wasserdesinfektion mittels elektrolytisch hergestellten Natriumhypochlorits, statt direkt mit Chlorgas, durchführen. Nach Gillette et al. (2003) und Salveson und McKay (2012) beläuft sich der Energiebedarf zur On-site-Herstellung von Natriumhypochlorit bei einer Dosis von 10 mg/L (gemessen als Cl_2) auf 0,03 bis 0,07 kWh/m³.

Chlorgas ist ein Gefahrstoff, der reizend auf die Augen und Atmungsorgane wirkt. Bei längerem Einatmen großer Mengen kann infolge eines Lungenödems der Tod eintreten. Flüssiges Chlor wirkt auf die Haut stark ätzend. Chlor wirkt brandfördernd und reagiert mit Feuchtigkeit in der Luft unter Bildung von Salzsäure, die starke Korrosionen auslösen kann (DGUV, 1997). Bei Chlorelektrolyseanlagen entfallen der Transport und die Lagerung von Gefahrstoffen. Bei der elektrolytischen Chlorgasproduktion entsteht jedoch Wasserstoff, der

ebenfalls zu den Gefahrstoffen zählt, da er hochentzündlich ist und in Verbindung mit Chlor die Gefahr einer Chlorknallgasreaktion besteht. Zahlreiche Maßnahmen zum Unfallverhütungsschutz sind beim Betrieb einer Chlorelektrolyseanlage zu treffen. Der maximale Arbeitsplatzgrenzwert liegt für Chlorgas bei $1,5 \text{ mg/m}^3$ (TRGS 900, BMAS, 2006). Als notwendige Sicherheitsmaßnahmen sind laut BGV D5 (DGUV, 1997) beispielsweise Belüftungsvorrichtungen, Gaswarnanlage mit Warnblinkleuchte und Signalhupe, Strömungssensoren mit automatischer Abschaltvorrichtung und feuerhemmende Trennung zu anderen Räumen aufgeführt. Bei einer Einleitung des behandelten Wassers in Oberflächengewässer ist gegebenenfalls eine Entchlorungsanlage vorzusehen. Diese Sicherheitseinrichtungen müssen in regelmäßigen Abständen gewartet werden (vor allem Gas- und Strömungssensoren) und erhöhen insgesamt die Kapital- und Betriebskosten deutlich (in oben genannten Gesamtkosten berücksichtigt).

Der Anlagenbetrieb kann mit Hilfe entsprechender Mess- und Steuereinrichtungen weitgehend automatisiert werden. Zuverlässige Kontroll- und Überwachungsinstrumente (siehe Kapitel 4.3.1) gewährleisten eine hohe Betriebssicherheit. Der Betrieb erfordert eine regelmäßige Wartung und einen Austausch der Verschleißteile (Membran: halbjährlich, Kathoden: jährlich). Betriebsmittel (im Wesentlichen Kochsalz) müssen in regelmäßigen Zeitabständen nachgefüllt werden. Die Anfahrphase bis zu einem stabilen Betrieb bei voller Desinfektionsleistung beträgt für die Chlorelektrolyseanlage mindestens eine Woche. Das Eintragssystem des Chlorgases in das zu behandelnde Wasser besteht aus einem Flüssigkeitsstrahlventilator, bei dem der Injektor empfindlich gegenüber Partikeln mit einem Durchmesser größer als 1 mm ist. Eine vorgeschaltete Feinsiebung oder Sandfiltration, zumindest des Teilstroms, der durch den Flüssigkeitsstrahlventilator geführt wird, ist unerlässlich. Nachdem die Chlorelektrolyseanlage ihre volle Desinfektionsleistung erreicht hatte, traten bei der vorliegenden Untersuchung keine nennenswerten Betriebsstörungen auf, sodass ein stabiler Anlagenbetrieb durchgängig möglich war.

5.2.2. Chlordioxidosierung

*Inaktivierung von Krankheitserregern mittels **Chlordioxidosierung***

Die Versuchsergebnisse zur Verringerung der Konzentration von *E. coli* mittels Chlordioxidosierung, die während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb erzielt wurden, sind in Abbildung 39 in Abhängigkeit der gemessenen Konzentration von Restchlordioxid, nach abgeschlossener Reaktionszeit von 25 Minuten,

sowohl als \log_{10} -Reduktion von *E. coli* (oben), als auch als *E. coli*-Konzentration vor und nach der Chlordioxiddosierung (unten) aufgetragen.

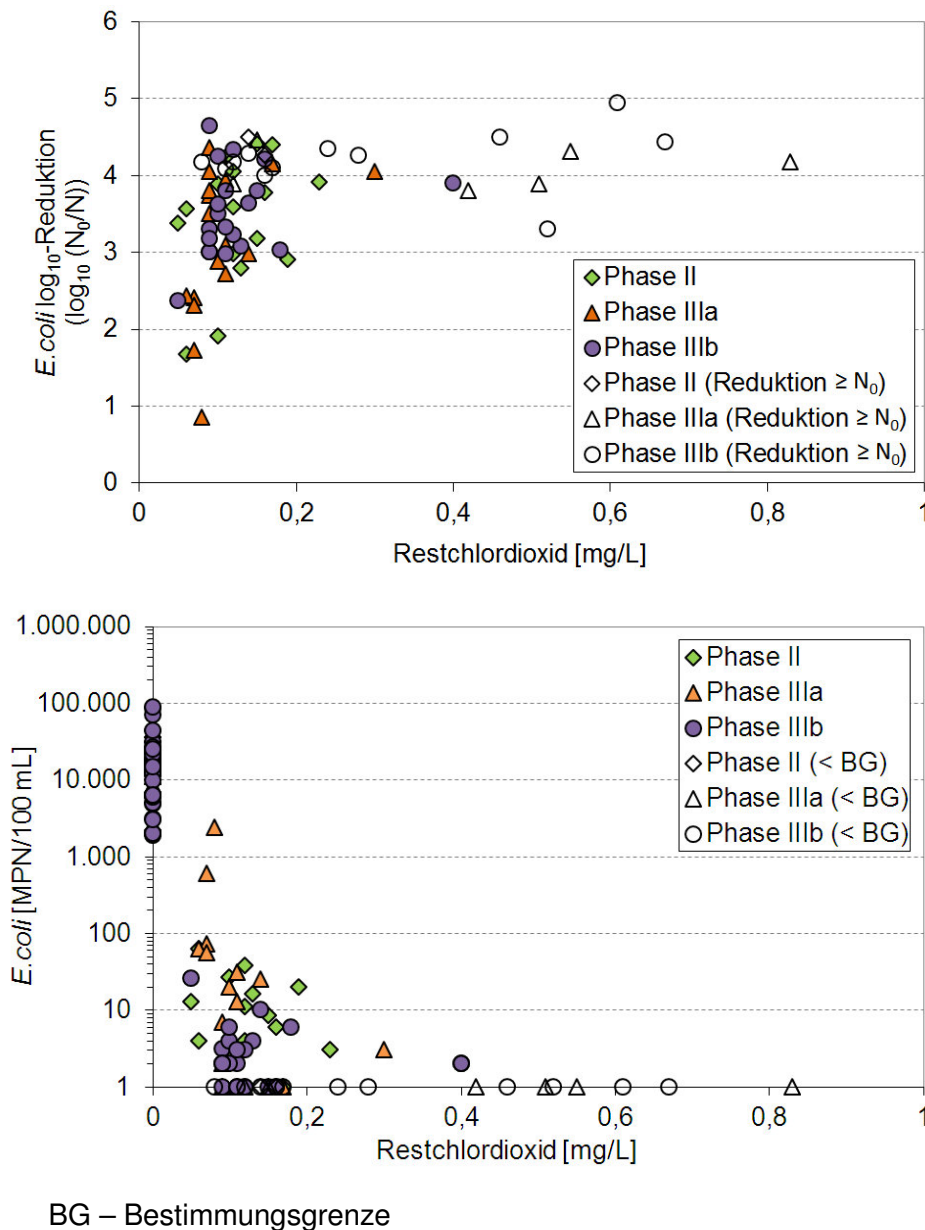
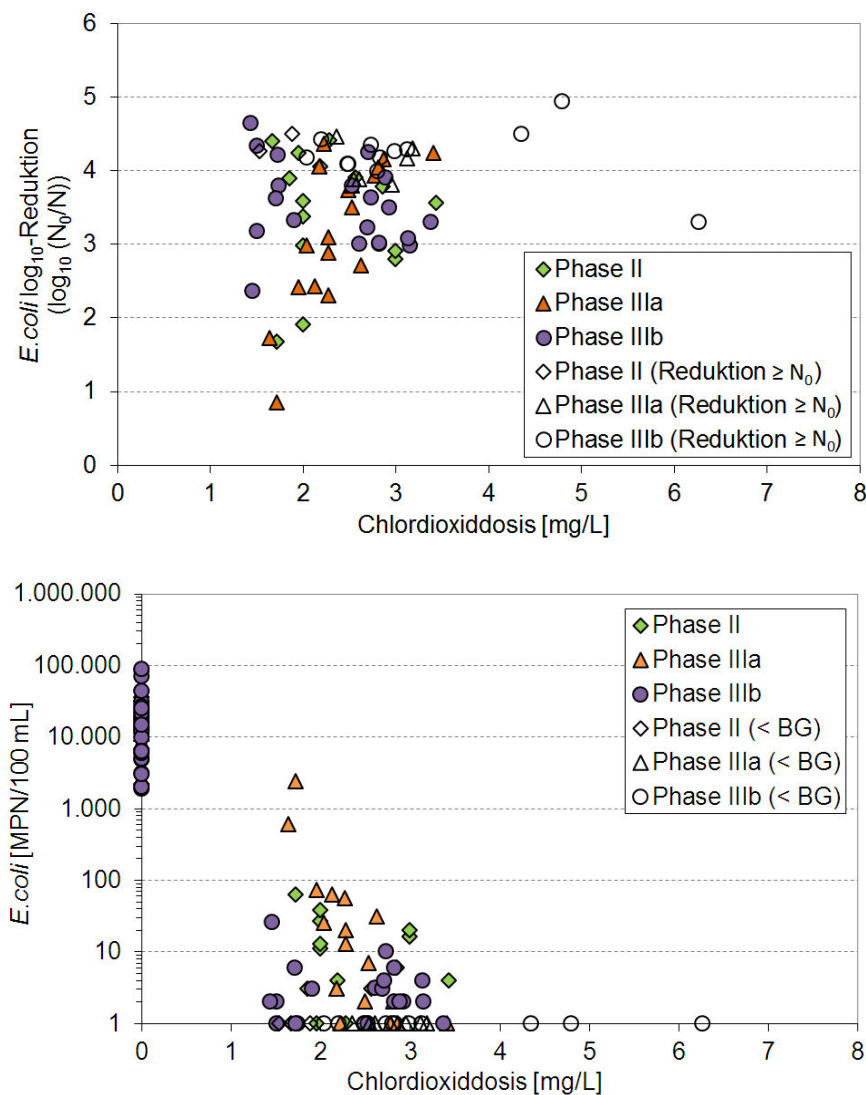


Abbildung 39: Inaktivierung von *E. coli* mittels Chlordioxid dosierung in Abhängigkeit der Restchlordioxidkonzentration

Mit steigender Restdesinfektionsmittelkonzentration erhöhte sich die Desinfektionswirkung. Eine eindeutige, mathematisch beschreibbare Dosis-Wirkungskurve ist den hier dargestellten Daten, aufgrund der instationären Charakteristik der Wasserzusammensetzung, nicht zuzuordnen. Die Unterschiede in der Abwasserzusammensetzung im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen zwischen den Versuchsphasen II, IIIa und IIIb lassen keine klare Abgrenzung in der Desinfektionseffektivität in Bezug zur Art der vorhergehenden Abwasserbehandlung erkennen. Ab einer Restchlordioxidkonzentration von 0,2 mg/L

betrug die Inaktivierung von *E. coli* mindestens 3 \log_{10} -Stufen. Ab einer Restchlordioxidkonzentration von 0,4 mg/L bzw. ab einer Chlordioxidosis von 4 mg/L lag die *E. coli*-Konzentration unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL (Abbildung 40). In einer Studie von de Luca et al. (2008) wurde der Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage, mit mittleren CSB-Konzentrationen von 40 mg/L und AFS-Konzentrationen von 15 mg/L, mit einer Chlordioxidosis von 2 mg/L desinfiziert. Daraus resultierte eine Verringerung der *E. coli*-Konzentration um 1,5 \log_{10} -Stufen. Die Ergebnisse der *E. coli*-Inaktivierung in der vorliegenden Arbeit wiesen eine große Streubreite bei dieser Dosis auf, lagen demgegenüber jedoch um durchschnittlich 2 \log_{10} -Stufen höher. Dies lässt sich vermutlich auf die geringeren AFS- und CSB-Konzentrationen des im Rahmen der vorliegenden Untersuchung behandelten Wassers (siehe Tabelle 10, Abbildung 29 und Abbildung 31) zurückführen.



BG – Bestimmungsgrenze

Abbildung 40: Inaktivierung von *E. coli* mittels Chlordioxidosierung

Eine Dosis-Wirkungsbeziehung lässt sich unter Bedingungen, wie sie auf Versuchsanlagen mit realem Abwasser anzutreffen sind, nur näherungsweise darstellen. Im Gegensatz zu Laborbedingungen wirken hier zahlreiche variable Einflussparameter auf den Desinfektionsprozess ein, die zu deutlichen Abweichungen des linearen Zusammenhangs zwischen log-Reduktion der Mikroorganismen und dem Produkt aus Dosis/Restdesinfektionsmittelkonzentration und Kontaktzeit¹⁹ (siehe Kapitel 2.1.3, Abbildung 3) führen. Aus vorhergehenden Studien ist bekannt, dass bei der chemischen Desinfektion von Wasser mit geringen Konzentrationen an organischen Inhaltsstoffen bei gleicher Dosis/Restdesinfektionsmittelkonzentration und Reaktionszeit (gleicher Ct-Wert/C_{Rt}-Wert) eine höhere Inaktivierung von Mikroorganismen erreicht wird als bei Wasser mit hohen Konzentrationen organischer Inhaltsstoffe (Swietlik et al., 2004). Aus diesem Grund kann die spezifische Chlordioxidosis, bezogen auf die Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe, eine bessere Korrelation zur erreichten Inaktivierung von Mikroorganismen liefern. Abbildung 41 zeigt die Auftragung der Desinfektionswirkung der einzelnen Versuchsphasen getrennt voneinander, in Abhängigkeit zur jeweiligen Dosis bezogen auf den SAK₂₅₄-Wert. Hierbei wurden für jede Phase nur Messwerte, die bei gleichen Wassertemperaturen ($\pm 1,5$ °C) erzielt wurden, ausgewählt, sodass der Temperatureinfluss auf den Desinfektionserfolg für die jeweilige Phase gleich war. Eine ähnliche Auftragung der Ergebnisse der spezifischen Chlordioxidosis, bezogen auf den DOC und auf die spezifische UV-Absorption (SUVA), lieferte ein ähnliches Bild, die Korrelation zwischen der spezifischen Dosis und der Inaktivierung der analysierten Indikatororganismen war hier jedoch etwas geringer. Die erforderliche spezifische Dosis zur Erreichung der gleichen Desinfektionswirkung war während der Versuchsphase II höher als die während der Versuchsphasen IIIa und IIIb. Die Abwasserzusammensetzung dieser Phasen unterschied sich von Phase II in erster Linie in einer höheren Trübung bzw. einem höherem Gehalt an AFS, was sich negativ auf den Desinfektionsprozess auswirken kann. Der Temperatureinfluss scheint demgegenüber eine untergeordnete Rolle zu spielen.

¹⁹ Bei gleichbleibender Kontaktzeit wie in dieser Untersuchung, kann die Kontaktzeit vernachlässigt werden.

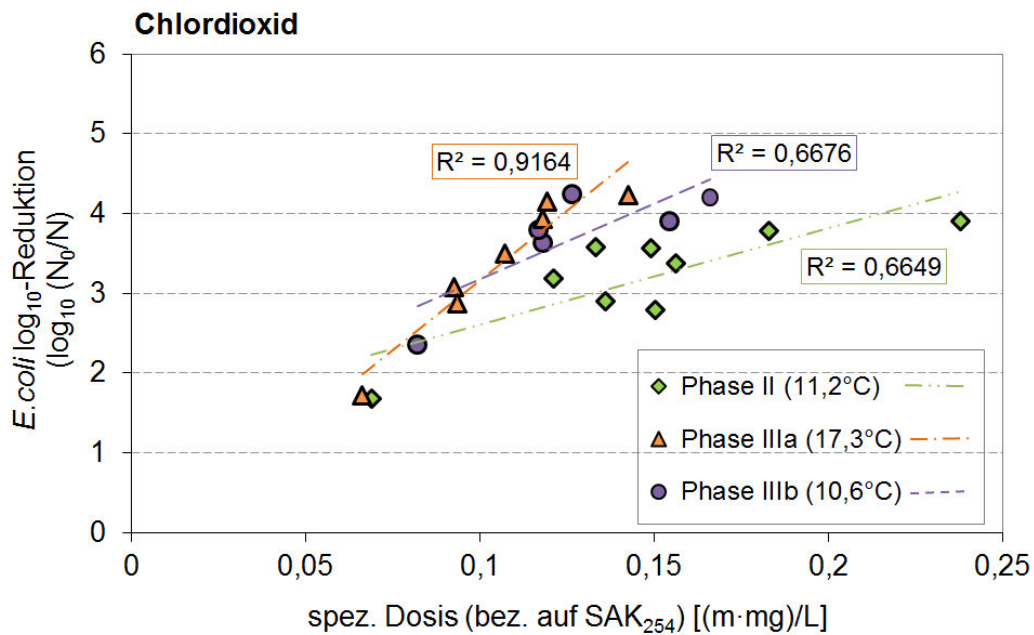
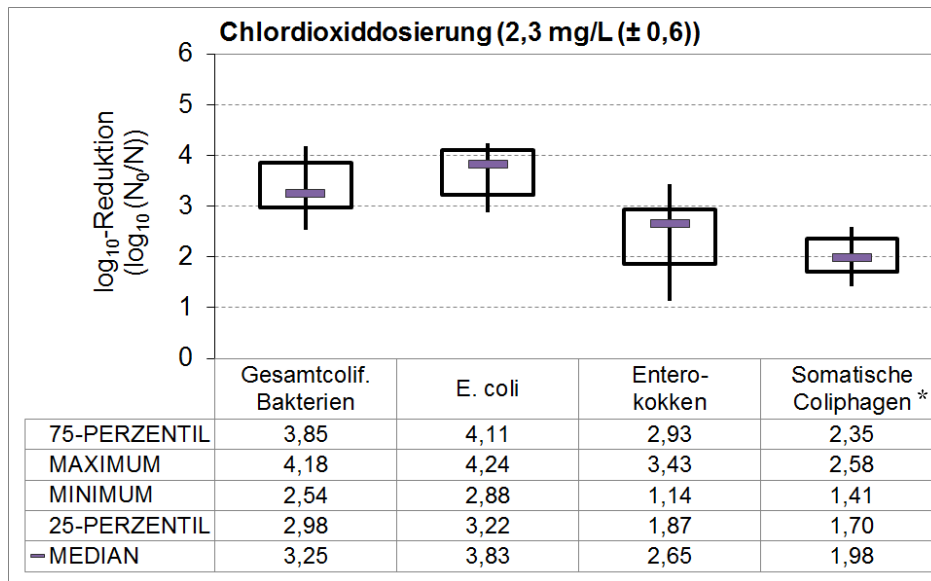


Abbildung 41: Inaktivierung von *E. coli* mittels Chlordioxid in Abhängigkeit der spezifischen Chlordioxidosis

Neben der Desinfektionswirkung gegenüber *E. coli*, wurde auch die gegenüber gesamtcoliformen Bakterien, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Laufe der verschiedenen Versuchsphasen untersucht. Die Grundgesamtheit der in Abbildung 42 dargestellten Messergebnisse ist auf die Versuchstage (n=8) der Versuchsphasen II bis IIIb reduziert, bei denen im Ablauf der Chlordioxid-dosierung alle vier genannten Indikatororganismen zeitgleich gemessen wurden. Die Inaktivierung gegenüber gesamtcoliformen Bakterien und *E. coli* war mit einem Mittelwert von 3,6 und 3,9 log₁₀-Stufen rund eine Zehnerpotenz höher, als die gegenüber Enterokokken von 2,8 log₁₀-Stufen. Die Desinfektionswirkung gegenüber somatischen Coliphagen war mit einer mittleren Inaktivierung von 2,1 log₁₀-Stufen am geringsten. Die mittleren Zulaufkonzentrationen lagen für alle vier Indikatororganismen im Bereich von $7 \cdot 10^3$ bis $9 \cdot 10^4$ MPN/100 mL bzw. PFU/100 mL. Abbildung 42 zeigt eine statistische Auswertung der gemessenen log₁₀-Reduzierungen für die vier unterschiedlichen Indikatororganismen. Der Anteil der Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze lag für gesamtcoliforme Bakterien bei 0 %, für *E. coli* bei 13 %, für Enterokokken bei 0 % und für somatische Coliphagen bei 75 %. Somatische Coliphagen weisen demzufolge eine höhere Resistenz gegenüber Chlordioxid auf als *E. coli* und Enterokokken. Dies zeigen auch Ergebnisse von Alcalde et al. (2007) im Rahmen einer Studie, bei der der Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage (Belebtschlammverfahren) nach einer Filtration mit Chlordioxid desinfiziert wurde. Eine Dosis von 5 mg/L resultierte

hier in einer Verringerung der Konzentration von *E. coli* um 4,7 log₁₀-Stufen und der von somatischen Coliphagen um 2,1 log₁₀-Stufen.



* 75 % der Ergebnisse: Reduktion $\geq N_0$

Abbildung 42: Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Chlordioxidosierung

*Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach **Chlordioxidosierung***

Nach einer Dosierung von 7,5 mg/L ClO₂ verringerten sich die Konzentrationen von gesamtcoliformen Bakterien und *E. coli* um mehr als 5,2 log₁₀-Stufen, die der Koloniezahlen um mehr als 4,3 log₁₀-Stufen und die der Bakterien *P. aeruginosa* um mehr als 3,1 log₁₀-Stufen (die Konzentration aller untersuchter Bakterien lag nach erfolgter Desinfektion unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL). Außer in der Messung der Koloniezahl bei 36 °C nach 7 Stunden Stagnationszeit, konnte während der gesamten Dauer des 14-tägigen Versuchs keine der untersuchten Mikroorganismen mit den in Kapitel 4.4.2 beschriebenen Methoden nachgewiesen werden (siehe Abbildung 43). Die Konzentration von Restchlordioxid betrug nach 30-minütiger Reaktionszeit noch 4,3 mg/L und konnte auch noch nach 14-tägiger Stagnationszeit noch mit 0,08 mg/L nachgewiesen werden. Die Änderung der DOC-Konzentration während des Versuchszeitraums war nur minimal (Abbildung 43). Die vollständigen Messdaten dieser Versuchsreihe sind in Anhang 10 zusammengestellt.

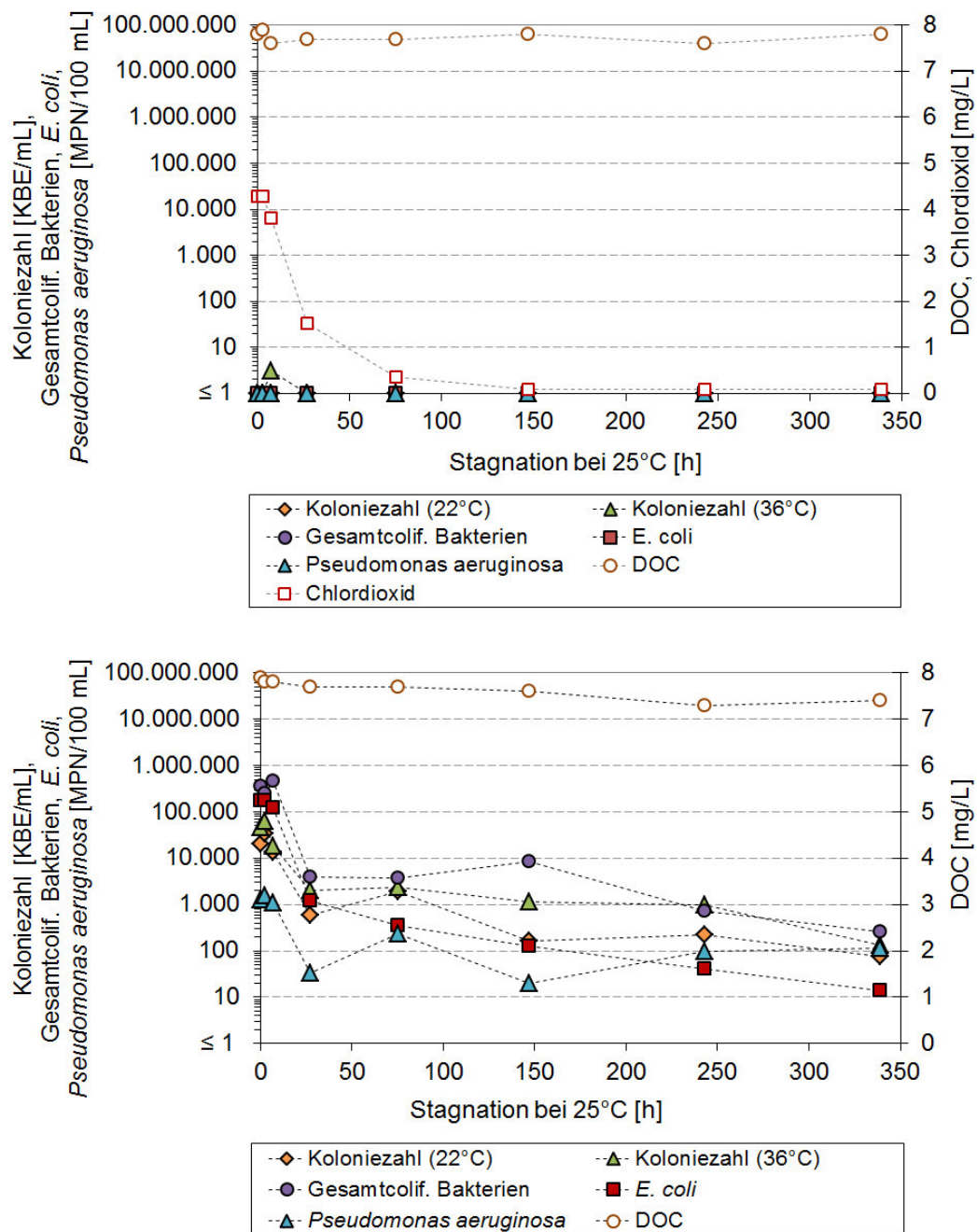


Abbildung 43: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Chlordioxid-dosierung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten)

Die eingesetzte Dosis war ausreichend hoch, um die Aufrechterhaltung nachweisbarer Restdesinfektionsmittelkonzentrationen über den gesamten 14-tägigen Untersuchungszeitraum zu gewährleisten. Anders als bei einer Untersuchung von Lautenschlager et al. (2010), in der bei einer niedrigen ClO_2 -Dosis im Trinkwasserverteilungssystem eine Wiederverkeimung nach einer Stagnation über Nacht nachgewiesen wurde, konnte in der vorliegenden Arbeit keine Wiederverkeimung festgestellt werden. Diese Ergebnisse werden durch die Ergebnisse einer Studie von Narkis et al. (1995) unterstützt, bei der in mit

Chlordioxid behandeltem Abwasser nur dann eine Wiederverkeimung nachweisbar war, wenn die Restdesinfektionsmittel entfernt wurden. Auch die von Bischoff et al. (2013) publizierten Ergebnisse zeigen, dass mit sinkender Chlordioxidosis (zwischen 2 und 10 mg/L) in dem behandelten Abwasser ein zunehmender Wiederanstieg der Konzentration heterotropher Bakterien zu beobachten war.

Umweltauswirkungen der Chlordioxidosis

Im Ablauf der Chlordioxidanlage konnten sowohl das Desinfektionsnebenprodukt Chlorit als auch eine geringfügige Erhöhung der Toxizität festgestellt werden. In Abbildung 44 ist die Konzentration von Chlorit im Ablauf der Chlordioxidanlage in Abhängigkeit der Chlordioxidosis dargestellt. Im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen konnte in keiner der untersuchten Proben Chlorit nachgewiesen werden. Durchschnittlich wurden bei einer mittleren Dosis, der auf Chlorit untersuchten Proben von 3,4 mg/L Chlordioxid (0,050 mmol/L), 1,9 mg/L Chlorit (0,037 mmol/L) nachgewiesen. Dementsprechend wurden, in Übereinstimmung mit einer Studie von Veschetti et al. (2003), 74 % des eingesetzten Chlordioxids zu Chlorit reduziert.

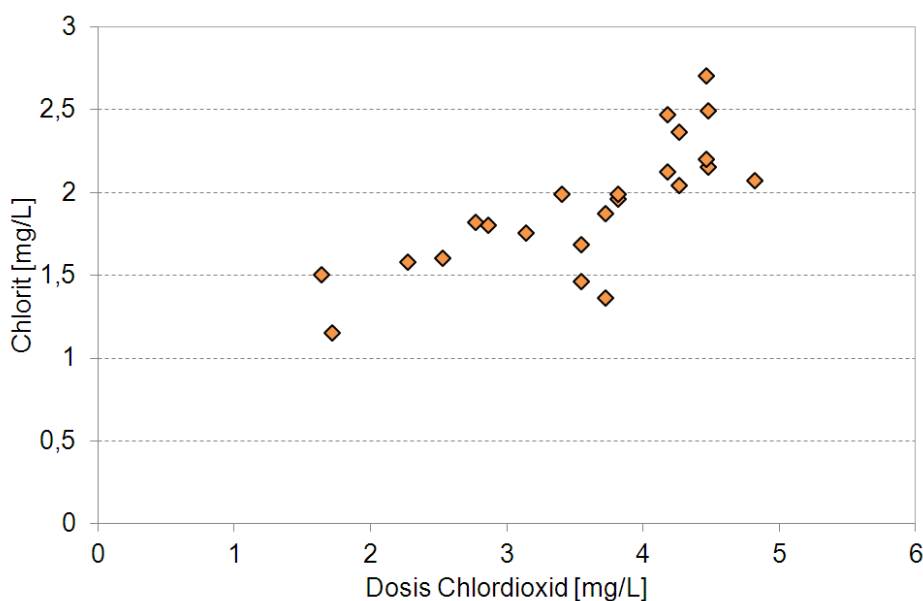


Abbildung 44: Desinfektionsnebenproduktbildung nach Chlordioxidosis

Die Toxizitätsanalyse des behandelten Wassers ergab für einen kleinen Teil der Proben einen Toxizitätsanstieg. Die Ursache der Toxizitätserhöhung ist, ähnlich wie bei der Chloreelektrolyse, zum einen in der Toxizität der Restdesinfektionsmittel und zum anderen in der Toxizität der gebildeten DNP zu suchen, wobei in der Literatur nur wenige Daten zur Toxizitätsuntersuchung von mit ClO_2 behandeltem Wasser zu finden sind. In Tierversuchen zeigten sich vor allem

neurologische Entwicklungsstörungen sowie Herz- und Atemwegsprobleme, als Folge der oralen Aufnahme bzw. Exposition gegenüber hohen Konzentrationen von ClO_2 und Chlorit; mit einer deutlich höheren Toxizität von ClO_2 als der von Chlorit (Svecevicus et al., 2005). Richardson et al. (1994) identifizierten mehr als 40 DNP in Trinkwasser, welches mit Chlordioxid behandelt wurde. Die Toxizität dieser DNP ist bislang weitestgehend unbekannt (Richardson et al., 1994). In Abbildung 45 ist die Darstellung der Versuchsergebnisse nach DIN EN ISO 11348-3 (2009) aufgetragen, bei der die Verdünnungsstufe bestimmt wird, ab der die Leuchtwirkung der Bakterien *V. fischeri* um weniger als 20 % gehemmt wird.

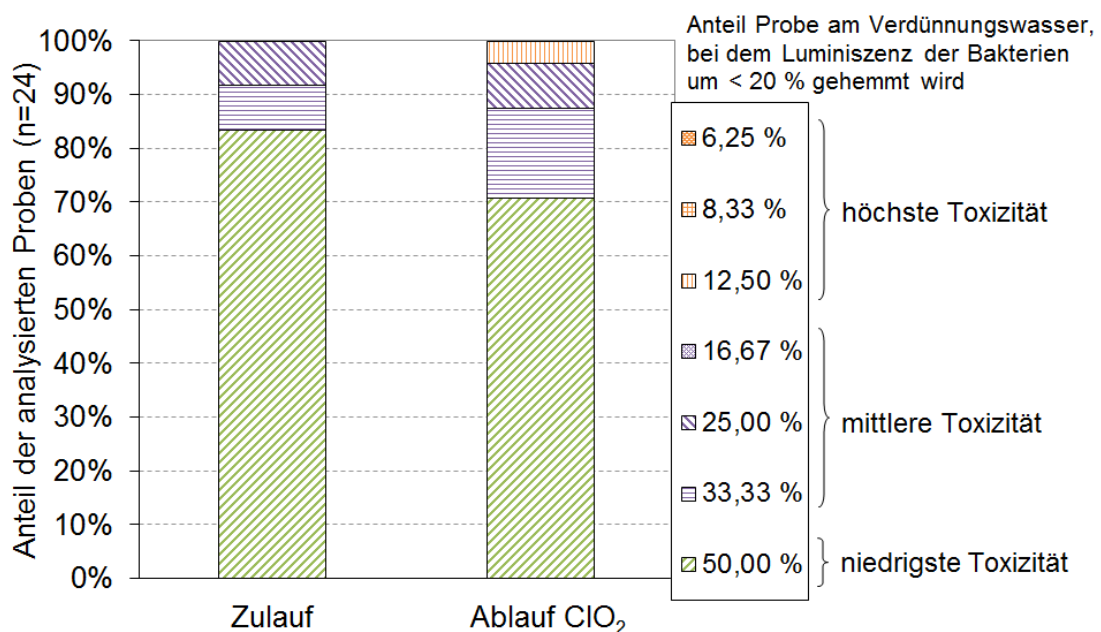


Abbildung 45: Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Chlordioxid dosierung

Die Ergebnisse der orientierenden Untersuchung hinsichtlich der Verringerung der Konzentration ausgewählter anthropogener Spurenstoffe, als Folge des Einsatzes der Chlordioxid dosierung an zwei verschiedenen Versuchstagen mit einer mittleren Dosis von $3,9 \text{ mg/L}$, zeigten eine geringfügige Verringerung der Konzentration des Röntgenkontrastmittels Amdotrizoesäure von durchschnittlich 10 %. Die Konzentrationen des Antibiotikums Sulfamethoxazol und des Antiepileptikums Carbamazepin ($2,4 \mu\text{g/L}$) wurden durch die Chlordioxid dosierung nicht verringert (vollständige Ergebnisse siehe Anhang 12). Die Konzentration des Schmerzmittels Diclofenac hingegen wurde um über 90 % verringert (von $2,2$ auf $0,1 \mu\text{g/L}$) und die Konzentration des Steroidhormons Estron lag an beiden Versuchstagen im Ablauf der Chlordioxidanlage unter der Bestimmungsgrenze von 5 ng/L . Die Reaktivität von ClO_2 zur Oxidation von

Spurenstoffen liegt laut Snyder et al. (2007) über der von freiem Chlor, was die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen. Die Ergebnisse einer Studie, bei der die Wirkung von ClO_2 auf neun ausgewählte pharmazeutische Spurenstoffe untersucht wurde, zeigen, dass die Chlordioxid dosierung eine effiziente Methode zur Oxidation von Sulfonamiden, Antibiotika und Östrogenen ist. Sowohl in dieser als auch in einer Studie von Lee und von Gunten (2010) wurde, abweichend von den Ergebnissen der vorliegenden Studie, eine Verringerung der Konzentration von Sulfamethoxazol von über 90 % erreicht. Die Konzentration des Steroidhormons Estron lag, übereinstimmend mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung, nach der Dosierung von ClO_2 unter der Bestimmungsgrenze (Huber et al., 2005).

Die Messung der organischen Wasserinhaltsstoffe (gemessen als CSB, DOC und SAK_{254}) im Zu- und Ablauf der Chlordioxidanlage während der Versuchsphasen II bis IIIb ergab keine Veränderung des Summenparameters DOC (durchschnittliche Veränderungen $< 2\%$) und eine geringfügige Verringerung des CSB und des SAK_{254} um durchschnittlich 6,8 % und 5,2 %. Eine Veränderung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit, durch die mögliche Reduktion von Chlordioxid zu Chlorid, konnte nicht beobachtet werden (durchschnittliche Veränderungen $< 2\%$). Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Alcalde et al (2007), die zeigen, dass die Dosierung von 3 bis 8 mg ClO_2/L zu keiner Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit im behandelten Abwasser führte.

Kosteneffizienz und Praktikabilität der Chlordioxid dosierung

Kostendaten für großtechnische Anlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser mittels Chlordioxid existieren bislang noch nicht. Kostendaten des Anlagenherstellers proMaqua GmbH, die auf Erfahrungswerten großtechnischer Anlagen aus den Bereichen der Getränkeindustrie und der Trinkwasserdesinfektion beruhen, geben Betriebskosten von 0,05 bis 0,08 €/m³ an (Wirth, 2010). Diese Kosten wurden auf Grundlage von einer Dosis von 4 mg/L Chlordioxid ermittelt. Im Rahmen einer Studie der USEPA (1998) wurden die Betriebskosten für eine Anlage zur Desinfektion von behandeltem Abwasser untersucht, die von Chlorgas auf Chlordioxid umgerüstet wurde. Die hierbei ermittelten Betriebskosten betragen 0,03 bis 0,08 €/m³ bei einer Dosis von 5 mg/L Chlordioxid (Leong et al., 2008). Lazarova (2004) gibt unterschiedliche Kostenanteile für eine Hochrechnung der Betriebskosten auf die Gesamtkosten, bezogen auf das Volumen an behandeltem Abwasser, für verschiedene Desinfektionsanlagen an. Unter der Annahme, dass sich die Kostenaufteilung für die Chlordioxid desinfektion gleich verhält wie die für die Chlordesinfektion,

machen die Betriebskosten einen Anteil von 60 % aus. Daraus folgen Gesamtkosten von 0,05 bis 0,13 €/m³.

Die Ermittlung von Kenngrößen zum Energiebedarf erfolgte ebenfalls auf Grundlage von Erfahrungswerten des Anlagenherstellers proMaqua GmbH, welche mit Energiebedarfsdaten großtechnischer Natriumhypochloritdosieranlagen abgeglichen wurden. Der wesentliche Anteil des Energiebedarfs entsteht für beide Desinfektionsverfahren durch die Dosierpumpen und die Überwachungs- und Steuerungseinrichtungen. Nach Wirth (2010) beläuft sich der Energiebedarf für Anlagen zur Chlordioxid dosierung bei einer Dosis von 4 mg/L auf 0,001 kWh/m³, was sich mit Energieverbrauchsdaten zur Natriumhypochloritdosierung zu behandeltem Abwasser deckt (Gillette et al., 2003, Monteith et al., 2007).

Chlordioxid ist ein Gefahrstoff, der reizend auf die Schleimhäute von Augen und Atemorganen wirkt. Beim Einatmen großer Mengen Chlordioxid kann es in schweren Fällen zu Lungenödemen mit Atemnot, Sauerstoffmangelerscheinungen und Kreislaufversagen kommen. In den schwersten Fällen kann dies zum Atem- bzw. Herzstillstand führen (DGUV, 1997). Hinzu kommen die zur Herstellung vor Ort verwendeten Chemikalien Salzsäure und Natriumchlorit, die ebenfalls zu den Gefahrstoffen zählen. Sowohl wässrige Chlordioxidlösungen (ab 30 g/L) als auch gasförmiges Chlordioxid (ab 300 g/m³) sind in hohen Konzentrationen explosionsgefährlich. Zahlreiche Maßnahmen zum Unfallverhütungsschutz sind beim Transport, bei der Lagerung und der Handhabung der Chemikalien sowie beim Betrieb einer Chlordioxidanlage zu treffen. Der maximale Arbeitsplatzgrenzwert liegt für Chlordioxid bei 0,28 mg/m³ (TRGS 900, BMAS, 2006). Für Chlordioxidanlagen sind, ebenso wie für Chlorgasanlagen, in der BGV D5 (DGUV, 1997) notwendige Sicherheitsmaßnahmen aufgeführt. Die Kapital- und Betriebskosten erhöhen sich insgesamt deutlich durch die in regelmäßigen Abständen notwendigen Wartungsarbeiten der Sicherheitseinrichtungen (in oben genannten Gesamtkosten berücksichtigt).

Der Anlagenbetrieb kann mit Hilfe entsprechender Mess- und Steuereinrichtungen weitgehend automatisiert werden. Zuverlässige Kontroll- und Überwachungsinstrumente (siehe Kapitel 4.3.2) gewährleisten eine hohe Betriebssicherheit. Strategien zur Steuerung der Chlordioxid dosierung konnten aus den vorliegenden Ergebnissen gefolgert werden. Zur Anpassung der Chlordioxidosis an den tatsächlichen aktuellen Bedarf können prinzipiell zwei verschiedene Steuerungsstrategien angewendet werden. Im Laufe der Datenauswertung konnte der SAK₂₅₄ als ein geeigneter Online-Steuerungsparameter identifiziert werden (siehe Abbildung 41). Dieser Parameter kann als Summenparameter

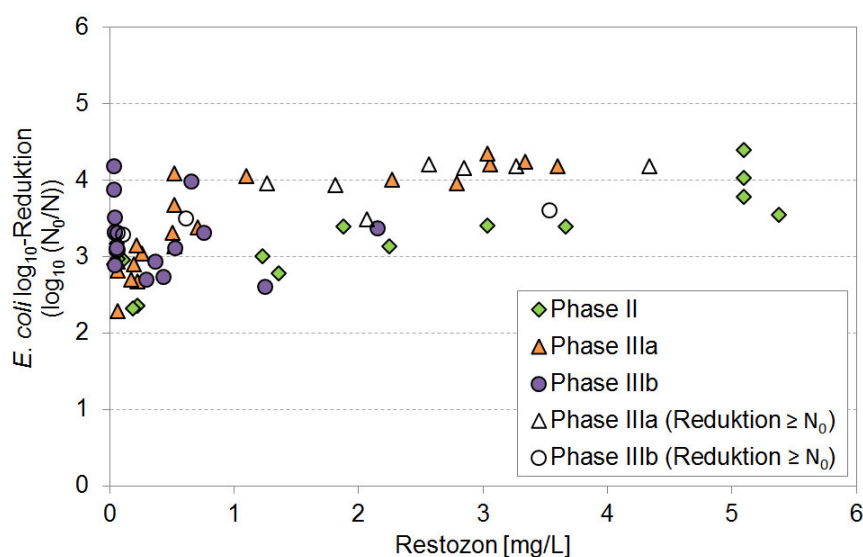
für organische Abwasserinhaltsstoffe, die eine maßgebliche Desinfektionsmittelzehrung bewirken, herangezogen werden. Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des online gemessenen SAK_{254} -Wertes (unter Einbeziehung der Wassertemperatur) die aktuell erforderliche Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung der toxischen Auswirkungen der Desinfektionsmaßnahmen beitragen.

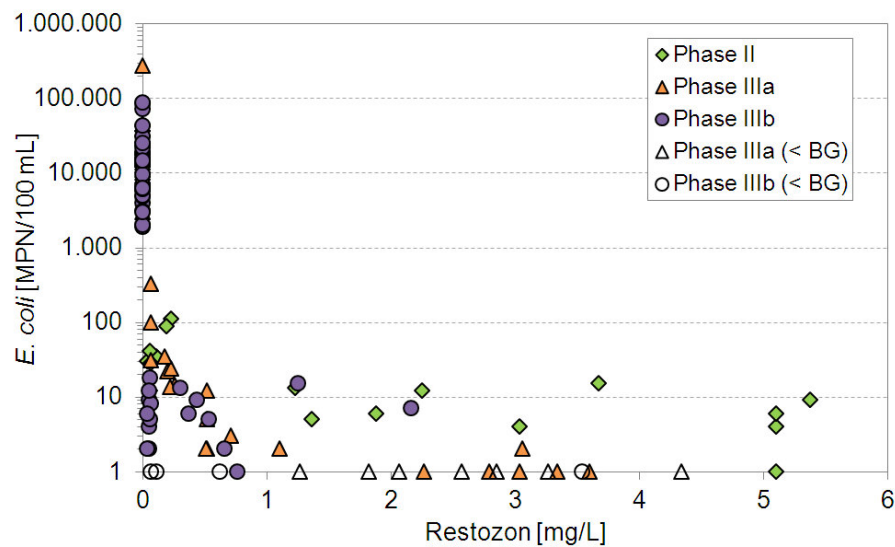
Der Betrieb erfordert eine regelmäßige Wartung und einen Austausch der Verschleißteile (Wartungsintervall der Anlage: jährlich). Betriebsmittel (im Wesentlichen Salzsäure und Natriumchlorit) müssen in regelmäßigen Zeitabständen nachgefüllt werden. Die Anfahrphase bis zu einem stabilen Betrieb bei voller Desinfektionsleistung beträgt für die Chlordioxidanlage, je nach Vorhandensein und Größe des Vorlagebehälters für die Stammlösung, einige Stunden. Betriebsstörungen traten während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht auf, sodass ein stabiler Anlagenbetrieb durchgängig möglich war.

5.2.3. Ozonung

Inaktivierung von Krankheitserregern mittels Ozonung

Die Versuchsergebnisse zur Verringerung der Konzentration von *E. coli* mittels Ozonung, die während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb erzielt wurden, sind in Abbildung 46 in Abhängigkeit der gemessenen Konzentration von Restozon, nach abgeschlossener Reaktionszeit von 20 Minuten, sowohl in Bezug auf die \log_{10} -Reduktion von *E. coli* (oben) als auch auf die Konzentration von *E. coli* vor und nach der Ozonung (unten) aufgetragen.

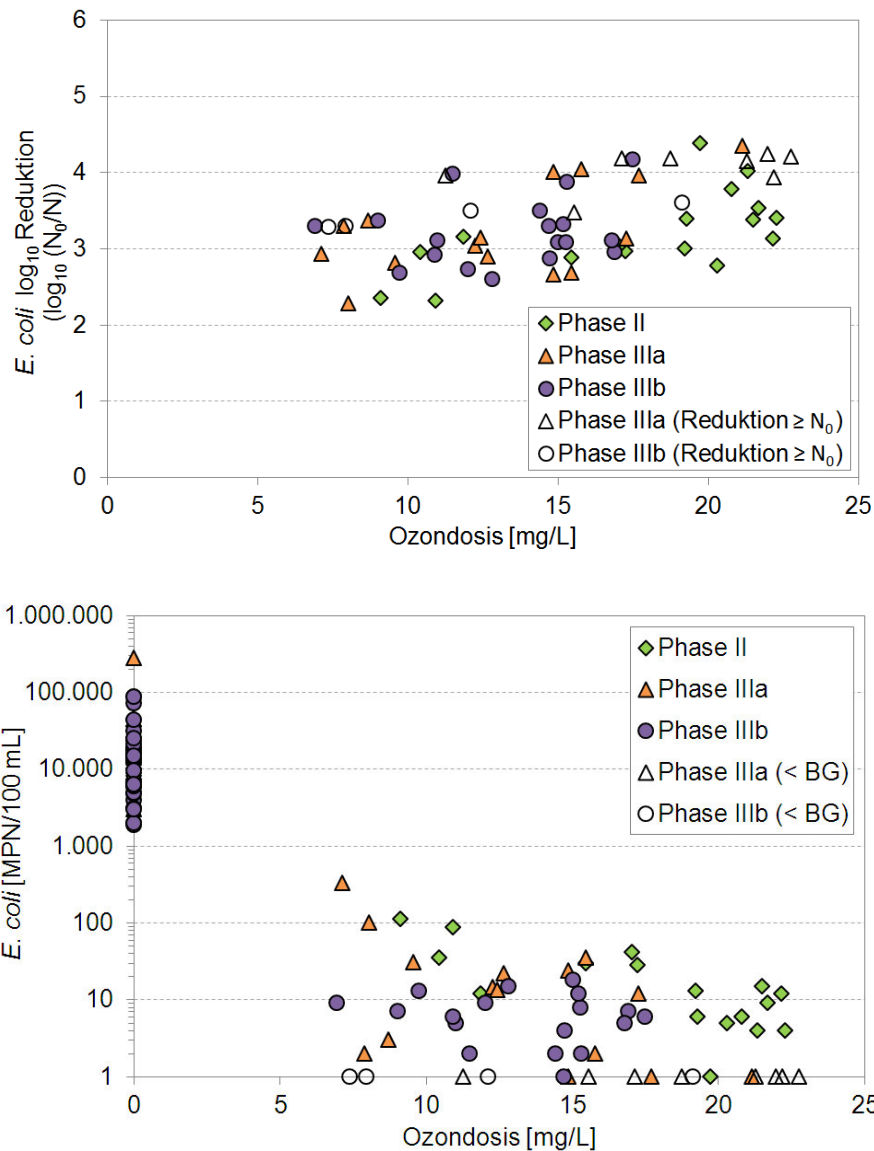




BG – Bestimmungsgrenze

Abbildung 46: Inaktivierung von *E. coli* mittels Ozonung in Abhängigkeit der Restozonkonzentration

Mit steigender Restdesinfektionsmittelkonzentration erhöhte sich die Desinfektionswirkung. Auch für die Ozonung gilt, dass sich eine Dosis-Wirkungsbeziehung unter Bedingungen, wie sie auf Versuchsanlagen mit realem Abwasser anzutreffen sind, nur näherungsweise darstellen lässt. Die aus Abbildung 46 ersichtliche Inaktivierung von Indikatororganismen um 2 bis 4 \log_{10} -Stufen bei Restozonkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 0,02 mg/L konnte in ähnlicher Weise auch in einer Studie von Xu et al. (2002) und Bandy (2009) festgestellt werden. Die Anwendung des klassischen Ct-bzw. C_{Rt} -Konzeptes (siehe Kapitel 2.1.3) ist für die Desinfektion von behandeltem Abwasser mittels Ozon daher ungeeignet (Absi et al., 1993, Janex et. al., 2000, Lazarova et al., 1998, Paraskeva und Graham, 2002). Abbildung 47 zeigt die Darstellung der *E. coli*-Inaktivierung in Abhängigkeit der eingetragenen Ozondosis. Die Ermittlung der eingetragenen Ozondosis erfolgte entsprechend der Beschreibung in Kapitel 4.3.3.



BG – Bestimmungsgrenze

Abbildung 47: Inaktivierung von *E. coli* mittels Ozonung in Abhängigkeit der eingetragenen Ozondosis

Eine eingetragene Ozondosis von 10 mg/l führte zu einer durchschnittlichen Inaktivierung von *E. coli* um 3 log₁₀-Stufen. Vergleichbare Ergebnisse werden in einer Studie von Williams et al. (2009) vorgestellt, bei der der Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage mit einer Trübung des zu behandelnden Wassers von 5 NTU mit 10 mg O₃/L zu einer mittleren Verringerung der *E. coli* Konzentration um 2,9 log₁₀-Stufen führte. Bei höheren eingetragenen Ozondosen zeigt sich ein Tailingeffekt, der durch partikelassoziierte Mikroorganismen verursacht sein könnte (siehe Kapitel 2.1.3 und 2.1.4), wie er ähnlich auch in Untersuchungen von Hunt und Marinas (1997), Finch et al. (1993) und Bandy (2009) beschrieben wurde und in der vorliegenden Arbeit

vor allem bei den Ergebnissen der Phase II (Ablauf NKB) deutlich wird. Die zu erwartende Verringerung der *E. coli*-Konzentration bis unter die Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL in Abhängigkeit der eingesetzten Dosis bzw. der nachweisbaren Restdesinfektionsmittelkonzentration konnte in der vorliegenden Untersuchung während der Phase II mit Dosen bis 23 mg O₃/L nicht erreicht werden.

Analog zur Darstellung der Chlordioxid dosierung ist in Abbildung 48 die Desinfektionswirkung der einzelnen Versuchsphasen getrennt voneinander, in Abhängigkeit der jeweiligen Dosis bezogen auf den SAK₂₅₄, dargestellt. Hierbei wurden für jede Phase nur Messwerte, die bei gleichen Wassertemperaturen ($\pm 1,5$ °C) erzielt wurden, ausgewählt, sodass der Temperatureinfluss auf den Desinfektionserfolg für die jeweilige Phase gleich war. Eine ähnliche Auftragung der Ergebnisse der spezifischen Chlordioxid dosis bezogen auf den DOC und auf die spezifische UV-Absorption (SUVA) lieferte ein ähnliches Bild, die Korrelation zwischen der spezifischen Dosis und der Inaktivierung der analysierten Indikatororganismen war hier jedoch etwas geringer. Das mittlere Verhältnis von SAK₂₅₄ zu DOC betrug im Zulauf der Desinfektionsanlagen 2,5. Verglichen mit Untersuchungsergebnissen von Schumacher (2006), Abegglen et al. (2009) und Schaar und Kreuzinger (2011), bei denen die spezifische Ozondosis auf den DOC des behandelten Abwassers bezogen wurde, liegt die eingesetzte Dosis in der vorliegenden Arbeit geringfügig über den dort veröffentlichten Werten. So berichtet Schumacher (2006) von einer Konzentrationsverringerung der Indikatororganismen fäkal- und gesamtcoliforme Bakterien und Entero-kokken um mehr als 3 log₁₀-Stufen bei eingetragenen Ozondosen > 1 mg O₃/mg DOC (bezogen auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung entspricht der Wert in etwa 0,4 (m·mg)/L O₃/SAK₂₅₄). Bei Abegglen et al. (2009) und Schaar und Kreuzinger (2011) führte eine eingetragene Dosis von 1,07 und 0,87 mg O₃/mg DOC (entsprechend etwa 0,43 und 0,35 (m·mg)/L O₃/SAK₂₅₄) zu einer Konzentrationsverringerung von *E. coli* um 2,5 log₁₀-Stufen. Die drei genannten Studien hatten in erster Linie die Elimination von Mikroverunreinigungen zum Ziel, wofür bereits Ozondosen von 0,6 mg O₃/mg DOC (entsprechend etwa 0,24 (m·mg)/L O₃/SAK₂₅₄) eine weitgehende Konzentrationsverringerung erzielen und als wirtschaftlich und betriebliches Optimum beschrieben werden (Abegglen et al., 2009).

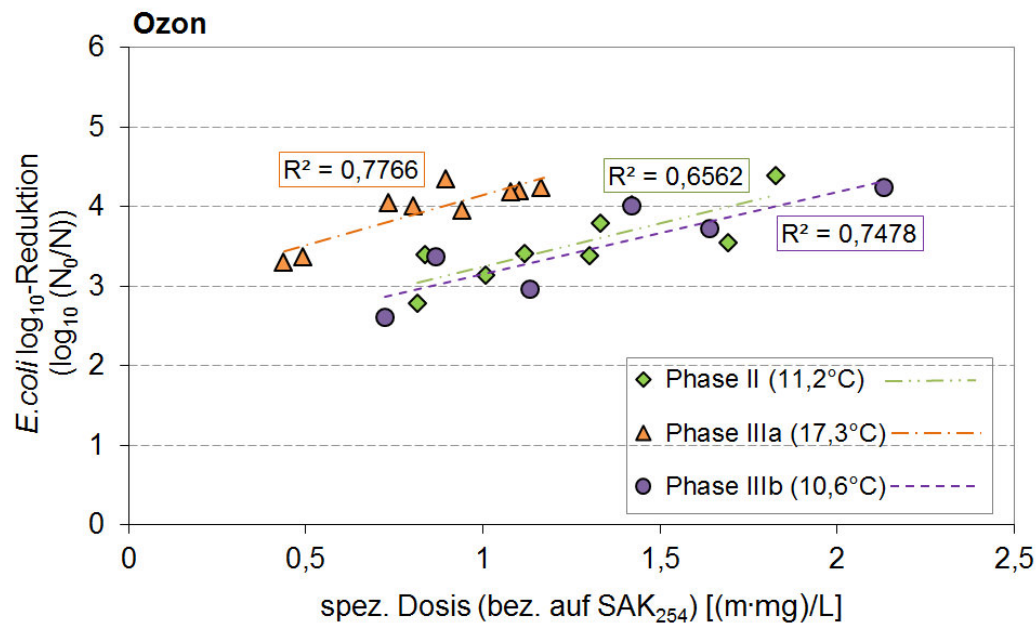
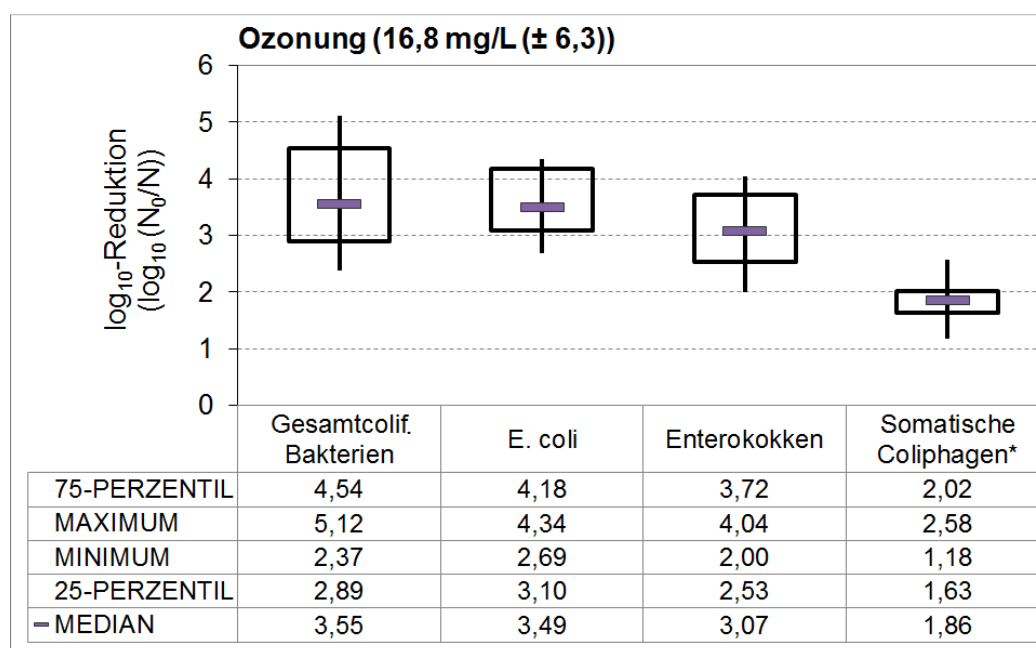


Abbildung 48: Inaktivierung von *E. coli* mittels Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis

Die erforderliche spezifische Dosis zur Erreichung der gleichen Desinfektionswirkung war während der Versuchsphasen II und IIIb höher als die während der Versuchsphase IIIa (Abbildung 48). Die Abwasserzusammensetzung dieser Phase unterscheidet sich von Phasen II und IIIb in einer höheren Wassertemperatur, welche sich positiv auf den Desinfektionserfolg auswirkt (Gottschalk et al., 2010). Die unterschiedliche Abwasserzusammensetzung hinsichtlich der Partikelkonzentration scheint demgegenüber eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Neben der Desinfektionswirkung gegenüber *E. coli*, wurde auch die gegenüber gesamtcoliformen Bakterien, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Laufe der verschiedenen Versuchsphasen untersucht. Die Grundgesamtheit der in Abbildung 49 dargestellten Messergebnisse ist auf die Versuchstage (n=18) der Versuchsphasen II bis IIIb reduziert, bei denen im Ablauf der Ozonung alle vier genannten Indikatororganismen zeitgleich gemessen wurden. Die Inaktivierung gegenüber *E. coli* und gesamtcoliformen Bakterien lag, mit einem Mittelwert von 3,9 und 4,3 log₁₀-Stufen, geringfügig höher als die gegenüber Enterokokken von 3,5 log₁₀-Stufen. Die Desinfektionswirkung gegenüber somatischen Coliphagen war mit einer mittleren Inaktivierung von 2,0 log₁₀-Stufen am geringsten. Die mittleren Zulaufkonzentrationen lagen für alle vier Indikatororganismen im Bereich von $7 \cdot 10^3$ bis $9 \cdot 10^4$ MPN/100 mL bzw. PFU/100 mL. Abbildung 49 zeigt eine statistische Auswertung der gemessenen log₁₀-Reduzierungen für die vier unterschiedlichen Indikatororganismen. Der

Anteil der Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze lag für gesamtcoliforme Bakterien bei 17 %, für *E. coli* bei 28 %, für Enterokokken bei 39 % und für somatische Coliphagen bei 72 %. Die niedrigere erzielte Konzentrationsverringern von somatischen Coliphagen bei gleicher eingetragener Ozondosis lässt sich durch die generell größere Resistenz von Viren gegenüber Ozon im Vergleich zu Bakterien erklären. Um eine Inaktivierung um 4 log₁₀-Stufen von *E. coli* zu erreichen, ist laut Langlais et al. (1991) eine etwa 100-fach geringere Ozondosis notwendig als zur Inaktivierung von Rotaviren um die gleiche Größenordnung (Hunt und Marinas, 1997, Langlais et al., 1991, in: von Sonntag und von Gunten, 2012).



* 72 % der Ergebnisse: Reduktion $\geq N_0$

Abbildung 49: Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels Ozonung

*Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach **Ozonung***

Nach einer Dosierung von 20 mg O₃ /L und 20-minütiger Kontaktzeit verringerte sich die Konzentration von gesamtcoliformen Bakterien um 5,1 log₁₀-Stufen und die von *E. coli* um mehr als 5,2 log₁₀-Stufen. Die Koloniezahlen verringerten sich um 3,5 log₁₀-Stufen und die Konzentration der Bakterien *P. aeruginosa* um mehr als 3,1 log₁₀-Stufen (für diese Bakterien und für *E. coli* lagen die Konzentrationen nach erfolgter Desinfektion unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL). Bereits nach 24-stündiger Stagnation bei 25 °C im Dunkeln stiegen die Koloniezahlen an und waren in etwa so hoch wie in der nicht desinfizierten Probe (Abbildung 50). Nach dreitägiger Stagnation erreichten die Messwerte der Koloniezahlen in der desinfizierten Probe ihren höchsten

Stand. Anschließend verringerte sich die Koloniezahl kontinuierlich, wobei sie nach 14-tägiger Stagnation immer noch um rund 2 log₁₀-Stufen höher als in der nicht desinfizierten Abwasserprobe war. Der Grund hierfür liegt vermutlich an der Erhöhung der Bioverfügbarkeit der organischen Substanzen durch die Ozonung (Swietlik et al., 2004, Hammes et al., 2006, Wert et al., 2007, Siegrist et al., 2010, Ramseier et al., 2011). Die Anzahl der gesamtcoliformen Bakterien nahm ebenfalls in der mit Ozon behandelten Probe zu und entsprach nach fünftägiger Stagnationszeit der der nicht desinfizierten Abwasserprobe. Bei den nachfolgenden Messungen sank die Konzentration jedoch wieder bis unter die Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL. Die Konzentration von *P. aeruginosa* zeigte einen geringfügigen Anstieg von 3 auf 7 MPN/100 mL nach 48-stündiger Stagnation. Anschließend verringerte sich die Konzentration wieder bis unter die Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL, konnte jedoch nach 14 Tagen Stagnation wieder nachgewiesen werden. Eine Zunahme der Konzentration von *E. coli* wurde nicht beobachtet. Die Restozonkonzentration im behandelten Wasser sank von zunächst 1,8 mg/L nach 20-minütiger Reaktionszeit bereits in der folgenden Messung unter die Bestimmungsgrenze von 0,02 mg/L.

Der Gehalt an DOC verringerte sich in der stagnierenden Probe nach 14 Tagen um 41 % (Abbildung 50). Der SAK₂₅₄ und die CSB-Konzentration wurden durch die Ozonung unmittelbar um rund 70 % und 40 % verringert und veränderten sich während der anschließenden Stagnationszeit kaum. Die vollständigen Messdaten dieser Versuchsreihe sind in Anhang 10 zusammengestellt. Eine deutlich stärkere Verringerung der UV-Absorption bei 254 nm als die der DOC-Konzentration durch die Ozonung unmittelbar nach abgeschlossener Reaktionszeit beobachteten auch Drewes (1997) und Schumacher (2006). Beide Autoren zeigten in Untersuchungen für den Ablauf der Kläranlage Berlin-Ruhleben, bei einer spezifischen Ozondosis von 2 mg O₃/mg DOC (die entsprechende Dosis lag bei der Versuchsanordnung in der vorliegenden Arbeit bei 2,5 mg O₃/mg DOC), eine Verringerung des DOC um 10 % und die der UV-Absorption bei 254 nm um 65 %. Schumacher (2006) stellte in diesem Zusammenhang fest, dass durch die Ozonung eine strukturelle Veränderung der organischen Verbindungen stattfindet. Aromatische Strukturen werden aufgebrochen und die organischen Moleküle werden kleiner, polarer und biologisch leichter verfügbar (Schumacher, 2006).

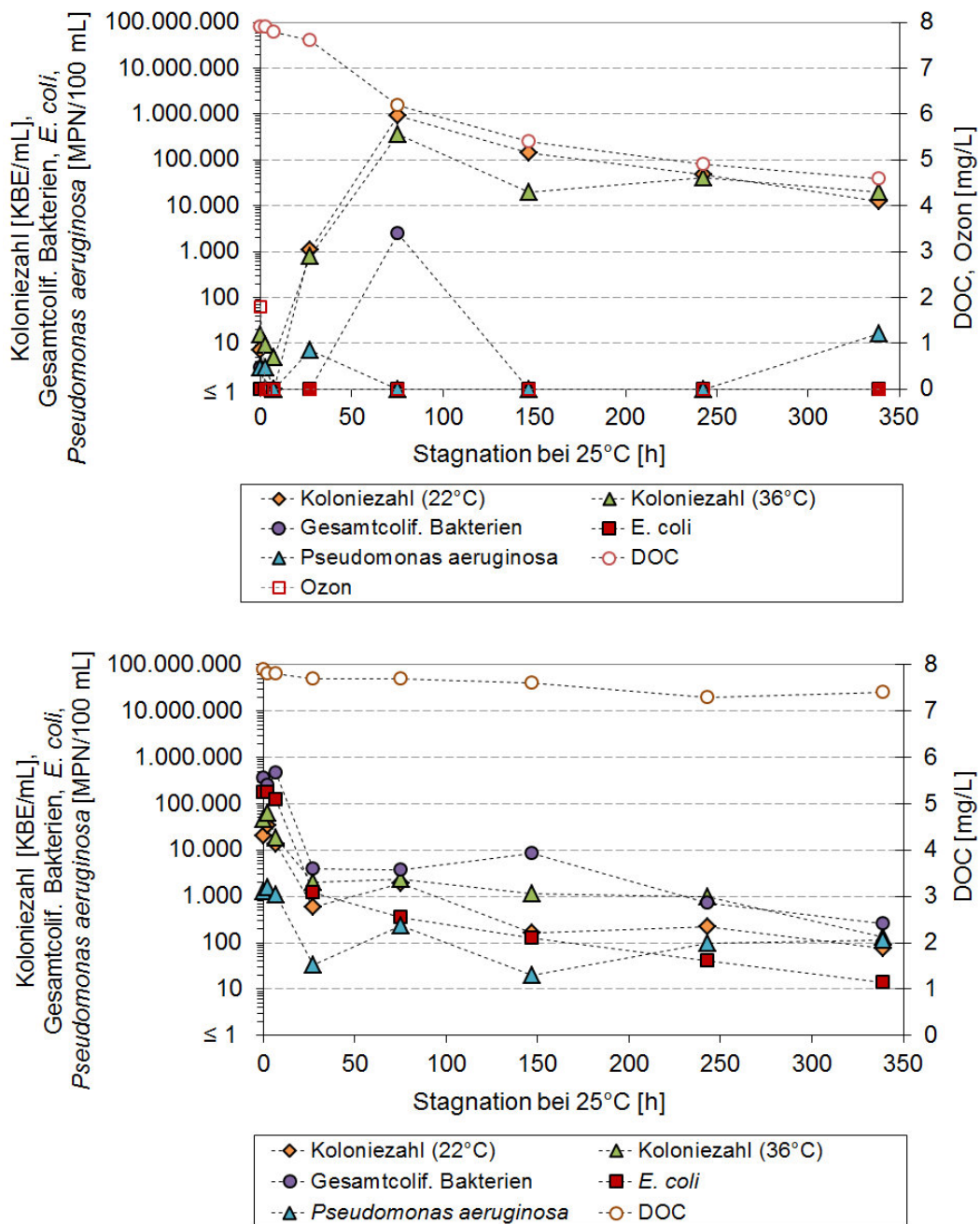


Abbildung 50: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Ozonung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten)

Zahlreiche weitere Studien weisen auf die Erhöhung der Bioverfügbarkeit der organischen Substanzen und der damit einhergehenden Erhöhung des Wiederverkeimungspotentials durch die Ozonung hin (Swietlik et al., 2004, Hammes et al., 2006, Wert et al., 2007, Siegrist et al., 2010, Ramseier et al., 2011). Messungen der Gesamtzellzahl im Ablauf der Ozonung und im Ablauf der nachgeschalteten Sandfiltration wiesen bei Untersuchungen von Zimmermann et al. (2011) bei einer spezifischen Dosis von 1,24 mg O_3 /mg DOC im Ablauf einer Abwasserbehandlungsanlage auf eine Wiederverkeimung hin. Aus der

gleichbleibenden Konzentration von *E. coli* im Ablauf der Ozonung und im Ablauf der nachgeschalteten Sandfiltration, wurde jedoch geschlossen, dass wahrscheinlich keine Wiederverkeimung mit pathogenen Mikroorganismen zu erwarten ist (Zimmermann et al., 2011, von Gunten und von Sonntag, 2012). Neben dem Anstieg der Koloniezahl um mehr als 4 log₁₀-Stufen während der Stagnationszeit wurde in der vorliegenden Untersuchung hingegen auch ein Anstieg der fakultativ pathogenen Mikroorganismen *P. aeruginosa* nachgewiesen. Gleichzeitig lagen die Messwerte der Indikatororganismen *E. coli* unter der Bestimmungsgrenze. Der Wiederanstieg der Konzentration von *P. aeruginosa*, nachdem die Messwerte zwischenzeitlich unter der Bestimmungsgrenze lagen (Abbildung 50), könnte ein Hinweis darauf sein, dass diese Bakterien vorübergehend in einem lebensfähigen, aber nicht kultivierbaren (viable but non-culturable - VBNC) Zustand vorlagen. Nach 14 Tagen waren die Bakterien jedoch wieder vermehrungsfähig. Auch Bendinger und Benölken (2011) fanden in einer Studie zur Biofilmuntersuchung von Trinkwasserinstallationen Hinweise darauf, dass *P. aeruginosa* in einem VBNC-Zustand überdauern können und sich zu einem späteren Zeitpunkt unter veränderten Milieubedingungen wieder vermehren können. Ähnliches berichten Gao et al. (2009) und Bodet et al. (2012), die für *Legionella pneumophila* nachwiesen, dass diese in Gegenwart von oxidativem Stress (Chlor) in einen VBNC-Zustand übergehen können, sich jedoch unter bestimmten Umständen wieder erholen und ihre Vermehrungsfähigkeit zurückerlangen.

Umweltauswirkungen der Ozonung

Im Ablauf der Ozonungsanlage konnten sowohl das Desinfektionsnebenprodukt Bromat als auch eine Erhöhung der Toxizität festgestellt werden. Im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen wurde die Vorläufersubstanz Bromid mit Konzentrationen von 50 bis 150 µg/L nachgewiesen, welches teilweise durch die Ozonung in einem komplexen chemischen Prozess, der neben der Bromidkonzentration vor allem durch die Ozondosis, aber auch durch den pH-Wert, die Ammoniumkonzentration, den DOC-Gehalt und die Reaktionszeit beeinflusst ist, zu Bromat oxidiert wird (von Gunten und Hoigne, 1994, Bahr et al., 2007). In keiner der untersuchten Zulaufproben konnte Bromat nachgewiesen werden. In Abbildung 51 ist die Konzentration von Bromat im Ablauf der Ozonungsanlage in Abhängigkeit der Ozondosis dargestellt.

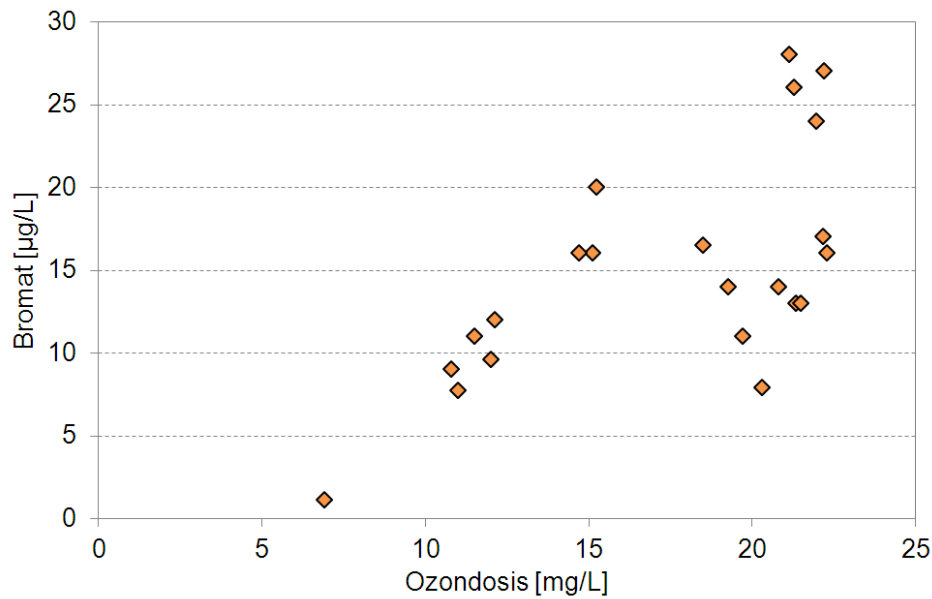


Abbildung 51: Desinfektionsnebenproduktbildung nach Ozonung

Die Bromatkonzentration nahm mit steigender Ozondosis tendenziell zu und lag im Mittel bei $16,5 \mu\text{g/L}$. Eine Studie von Bahr et al. (2007) berichtet von einer ähnlichen Tendenz, wobei hier Bromat im behandelten Abwasser, mit Ausgangskonzentrationen von Bromid von 100 bis $600 \mu\text{g/L}$, ab einer spezifischen Ozondosis von $0,5 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ nachweisbar war. Mit steigender Ozondosis nahm die Bromatkonzentration zu und erreichte für $1,4 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ (entspricht in etwa der Ozondosis von 10 mg/L in der vorliegenden Arbeit) einen Wert von etwa $50 \mu\text{g/L}$ (Bahr et al., 2007). Margot et al. (2011) stellten bei der Ozonung behandelten Abwassers einen direkten Zusammenhang von Bromatbildung und Ozondosis fest. Ausgangskonzentrationen von Bromid von durchschnittlich $70 \mu\text{g/L}$ führten bei einer maximalen Dosis von $1,9 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ (entspricht in etwa der Ozondosis von $13,3 \text{ mg/L}$ in der vorliegenden Arbeit) zu Bromatkonzentrationen von $26 \mu\text{g/L}$ (Margot et al., 2011).

Die Toxizitätsanalyse des behandelten Wassers ergab für einen großen Teil der Proben einen Toxizitätsanstieg. In Abbildung 52 ist die Ergebnisdarstellung nach DIN EN ISO 11348-3 (2009) aufgetragen, bei der die Verdünnungsstufe bestimmt wird, ab der die Leuchtwirkung der Bakterien *V. fischeri* um weniger als 20 % gehemmt wird.

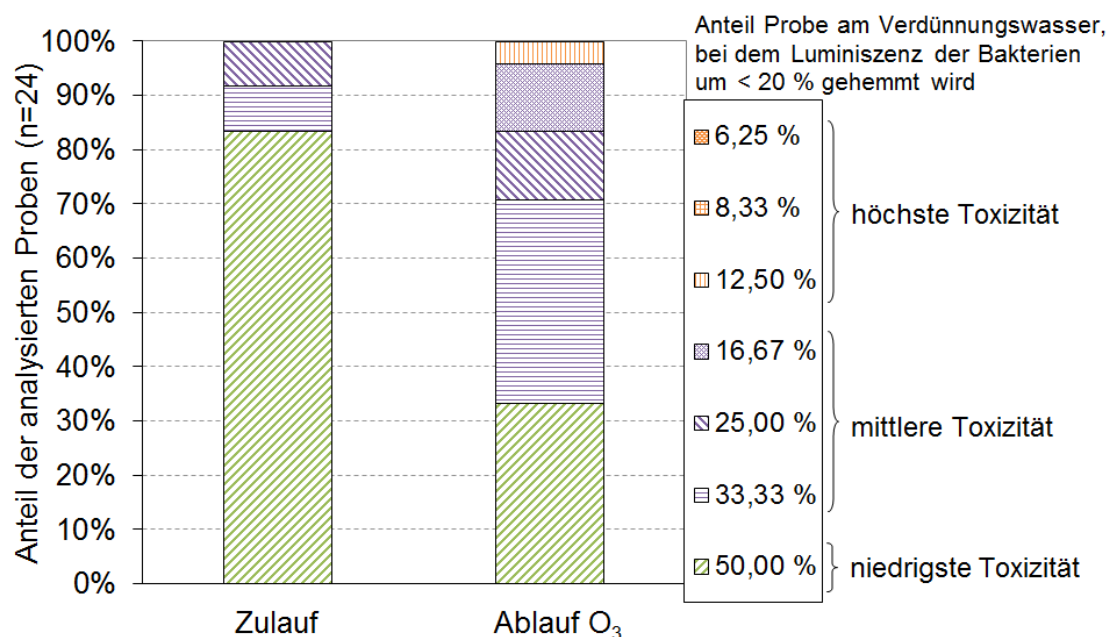


Abbildung 52: Veränderung der Toxizität des behandelten Wassers im Zulauf zu und im Ablauf der Ozonung

Die Toxizitätserhöhung als Folge der Ozonung kann nicht durch Restdesinfektionsmittel verursacht sein, da Ozon im behandelten Abwasser nicht stabil ist (Zerfall innerhalb weniger Minuten (Paraskeva und Graham, 2002)). Die Ursache der Toxizitätserhöhung muss daher in der Bildung von DNP bzw. Transformationsprodukten liegen. Hierbei scheint die Konzentrationserhöhung von Bromat, welches laut Hutchinson et al. (1997) erst ab einer Konzentration von 30 mg/L toxische Auswirkungen auf aquatische Organismen ausübt, keine Rolle zu spielen, sondern die Toxizität weiterer DNP bzw. Transformationsprodukte. Die Ozonung hat sowohl das Potential zur Erhöhung als auch zur Verringerung der Toxizität des behandelten Wassers. Stalter et al. (2010) berichten, dass die positiven Auswirkungen einer Ozonung von behandeltem Abwasser mit einer Dosis von durchschnittlich 6,6 mg O₃/L durch die Toxizität der gebildeten Nebenprodukte überlagert werden können. Untersuchungen von Magdeburg et al. (2012) zeigen eine erhöhte oder gleichbleibende Toxizität nach der Ozonung von behandeltem Abwasser mit einer Dosis von 2 bis 5 mg O₃/L, je nach verwendetem Toxizitätstest. Wirkungsbasierte In-vitro-Testsysteme weisen meist eine Verringerung der Toxizität des behandelten Wassers nach der Ozonung nach (Escher et al., 2009), wohingegen In-vivo-Testsysteme (beispielsweise mit Hilfe von Leuchtbakterien oder Ringelwurm-spezies) kontroverse Ergebnisse liefern, häufig jedoch eine Erhöhung der Toxizität anzeigen (Stalter et al., 2010, Zimmermann, 2011). Sowohl Bahr et al. (2007) als auch Petala et al. (2008) wiesen bei einer steigenden Ozondosis (> 5,7 mg O₃/L bzw. > 5 mg O₃/L) einen leichten Trend hin zu einem höheren

Toxizitätswert, gemessen als Toxizität gegenüber den Leuchtbakterien *V. fischeri*, nach. Verschiedene Studien stellten fest, dass durch eine der Ozonung nachgeschaltete Sandfiltration die Toxizität deutlich (bis unter den Ausgangswert) verringert werden kann (Bahr et al., 2007, Abegglen et al., 2009, Magdeburg et al., 2012, von Sonntag und von Gunten, 2012).

Die Ergebnisse der orientierenden Untersuchung hinsichtlich der Verringerung der Konzentration ausgewählter anthropogener Spurenstoffe, als Folge des Einsatzes der Ozonung an drei verschiedenen Versuchstagen mit einer mittleren Dosis von 14,7 mg/L, zeigten eine Verringerung der Konzentration des Röntgenkontrastmittels Amdotrizoesäure um durchschnittlich 38 % (von 3,7 auf 2,3 µg/L). Die Konzentration des Antibiotikums Sulfamethoxazol wurde durch die Ozonung um mehr als 80 % verringert (von 0,6 µg/L) auf Werte unter der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/L bzw. an einem Messtag auf 0,06 µg/L (vollständige Ergebnisse siehe Anhang 12). Die drei weiteren untersuchten Spurenstoffe Carbamazepin (2,8 µg/L), Diclofenac (2,4 µg/L) und Estron (0,01 µg/L) waren an allen drei Tagen im Ablauf der Ozonungsanlage nicht mehr nachweisbar (< 0,05 bzw. für Estron < 0,005 µg/L). In zahlreichen Publikationen wird die hohe Reaktivität eines breiten Spektrums anthropogener Spurenstoffe gegenüber Ozon bzw. der gebildeten freien Radikale beschrieben (u. a.: Ternes et al., 2003, 2006, Snyder et al., 2007, Nakada et al., 2007, Hollender et al., 2009, Abegglen et al., 2009, Lee und von Gunten, 2010, Pisarenko et al., 2012). Laut Ergebnissen von Ternes et al. (2003) und einer Zusammenstellung von Versuchsergebnissen von Snyder et al. (2007), verursacht Ozon im Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen bereits in Dosen ab 5 mg/L eine Konzentrationsverringerung von Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Diclofenac und Estron von über 80 %. Eine Ausnahme in der Untersuchung von Snyder et al. (2007) stellten, in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, Röntgenkontrastmittel dar, die nur eine Konzentrationsverringerung von 20 bis 50 % nach der Ozonung aufwiesen. Auch Ergebnisse großtechnischer Ozonungsanlagen im Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen zeigen ähnliche Ergebnisse. Hollender et al. (2009) berichten von Konzentrationsverringerungen im Ablauf der Ozonung einer Schweizer Abwasserbehandlungsanlage (Wüeri) von mehr als 90 % bzw. bis unter die Bestimmungsgrenze unter anderem für die anthropogenen Spurenstoffe Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol bei einer Dosis von 0,62 mg O₃/mg DOC. Auch in dieser Studie zeigten die Röntgenkontrastmittel lediglich eine Konzentrationsverringerung von weniger als 50 % (Hollender et al., 2009).

Die Messung der organischen Wasserinhaltsstoffe (gemessen als CSB, DOC und SAK₂₅₄) im Zu- und Ablauf der Ozonungsanlage während der Versuchsphasen II

bis IIIb ergab nahezu keine Veränderung des Summenparameters DOC unmittelbar nach abgeschlossener Reaktionszeit (durchschnittliche Veränderungen < 2 %). Die Summenparameter CSB und SAK₂₅₄ verringerten sich jedoch deutlich um durchschnittlich 24,2 % und 66,6 %. In Übereinstimmung mit der in der vorliegenden Arbeit gemessenen Konzentrationsverringerung von CSB, berichten auch Paraskeva und Graham (2002) bei der Ozonung von behandeltem Abwasser mit einer Dosis von 4 bis 10 mg O₃/L von Verringerungen um 20 bis 30 % und bei einer Dosis von 20 mg O₃/L von CSB-Konzentrationsverringerungen um 30 bis 50 %. Die Verringerung des SAK₂₅₄ wurde in ähnlicher Größenordnung auch bei Untersuchungen von Drewes (1997), Schumacher (2006) und Gerrity et al. (2012) festgestellt (siehe Abschnitt *Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach Ozonung*). Auch die Studie von Abegglen et al. (2009) zeigte keine Verringerung der DOC-Konzentrationen und deutliche Verringerungen der UVA₂₅₄ nach der Ozonung von behandeltem Abwasser. Diese Veränderung im Verhältnis der organischen Summenparameter untereinander zeigt, dass die organischen Substanzen durch die Ozonung nicht mineralisiert werden, sondern sich ihre Zusammensetzung verändert. Eine Veränderung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit konnte nicht beobachtet werden (durchschnittliche Veränderungen < 2 %).

Kosteneffizienz und Praktikabilität der Ozonung

Die Betriebskosten für die Ozonung bestehen nach Leong et al. (2008) für Anlagen, die Ozon mittels technischen Sauerstoffs herstellen, zu 52 % aus Energiekosten. Ried et al. (2009) berichten, dass moderne Ozonungsanlagen einen Energieverbrauch von 6 bis 10 kWh/kg Ozon aufweisen. Daraus ergeben sich, auf Basis eines Strompreises von 0,15 €/kWh, einer Dosis von 10 bis 15 g/m³ Ozon und der Annahme eines Verhältnisses von eingetragener Ozonmenge zu produzierter Ozonmenge von 80 %, Energiekosten von 0,01 bis 0,03 €/m³ und dementsprechend Betriebskosten von 0,02 und 0,05 €/m³ behandelten Wassers. Lazarova (2004) gibt unterschiedliche Kostenanteile für eine Hochrechnung der Betriebskosten auf die Gesamtkosten, bezogen auf das Volumen an behandeltem Abwasser, für verschiedene Desinfektionsanlagen an. Bei der Desinfektion mittels Ozon machen die Betriebskosten einen Anteil von 58 % aus. Daraus folgen Gesamtkosten, einschließlich Kapitalkosten für Anlagen und Infrastruktur, von 0,03 bis 0,07 €/m³. Dies deckt sich gut mit aktuellen Literaturdaten für Ozonungsanlagen zur Elimination anthropogener Spurenstoffe. Hier werden bei Dosen von 5 bis 10 mg/L Kosten im Bereich von 0,03 bis 0,06 €/m³ genannt (Schumacher, 2006, Pinnekamp und Merkel, 2008, Fahlenkamp et al., 2008, Hoibye et al., 2008, Abegglen et al., 2011).

Zur Ermittlung von Kenngrößen zum Energiebedarf konnte auf Daten großtechnischer Anlagen und Versuchsanlagen im Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen zurückgegriffen werden. Nach Abegglen et al. (2009) liegt der Energiebedarf auf der Abwasserbehandlungsanlage für Ozonungsanlagen zwischen 10 und 15 kWh/kg O₃. Bei einer mittleren Dosis von 16 g O₃/m³ ergibt sich demnach ein elektrischer Energiebedarf von 0,16 bis 0,24 kWh/m³. Monteith et al. (2007) berichten von einem mittleren Energiebedarf von Ozonungsanlagen im Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen von 0,14 kWh/m³. Schumacher (2006) bezifferte den Energiebedarf bei einer Dosis von 12 mg/L auf 0,17 bis 0,4 kWh/m³.

Ozon ist ein Gefahrstoff, der bereits in sehr niedrigen Konzentrationen stark reizend auf Augen und Schleimhäute wirkt. Die Einatmung von Ozon kann vorübergehende oder bleibende Gesundheitsschäden hervorrufen und schlimmstenfalls zum Tode führen. Ozon wurde nach TRGS 905 (BMAS, 2005) als möglicherweise krebserzeugend, brandfördernd, sehr giftig, ätzend und chemisch instabil eingestuft. Der maximale Arbeitsplatzgrenzwert liegt für Ozon bei 0,2 mg/m³ (TRGS 900, BMAS, 2006). Zahlreiche Maßnahmen zum Unfallverhütungsschutz sind beim Betrieb einer Ozonungsanlage zu treffen. Für Ozonungsanlagen sind als notwendige Sicherheitsmaßnahmen in der ZH 1/474 (HVBG, 1986), DIN 19 627 (1993) und bei der Verwendung von Sauerstoff als Ausgangsgas in BGR 500 (DGUV, 2008) beispielsweise Belüftungsvorrichtungen, Kennzeichnungspflichten, Gaswarnanlage mit Warnblinkleuchte und Signalhupe, Atemschutzgeräte, Notabschaltvorrichtung und Restozonverrichtungsvorrichtungen aufgeführt. Die Kapital- und Betriebskosten erhöhen sich insgesamt deutlich durch die in regelmäßigen Abständen notwendigen Wartungsarbeiten der Sicherheitseinrichtungen (in oben genannten Gesamtkosten enthalten).

Der Anlagenbetrieb kann mit Hilfe entsprechender Mess- und Steuereinrichtungen weitgehend automatisiert werden. Zuverlässige Kontroll- und Überwachungsinstrumente (siehe Kapitel 4.3.3) gewährleisten eine hohe Betriebssicherheit. Eine Steuerung der Desinfektionsmitteldosis über die online gemessene Restdesinfektionsmittelkonzentration ist bei der Ozonung von behandeltem Abwasser (im Gegensatz zu Trinkwasser) nur eingeschränkt anwendbar, da hier auch bei Restozonkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (0,02 mg/L) bereits eine drastische Verringerung der Indikatororganismen (um 1 bis 4 log₁₀-Stufen) erzielt werden kann (Abbildung 46, Xu et al., 2002, Wert et al., 2007). Als geeigneter Online-Steuerungsparameter der Ozondosis konnten aus der Auswertung der vorliegenden Ergebnisse der SAK₂₅₄ identifiziert werden (siehe Abbildung 48). Dieser Parameter kann als Summenparameter

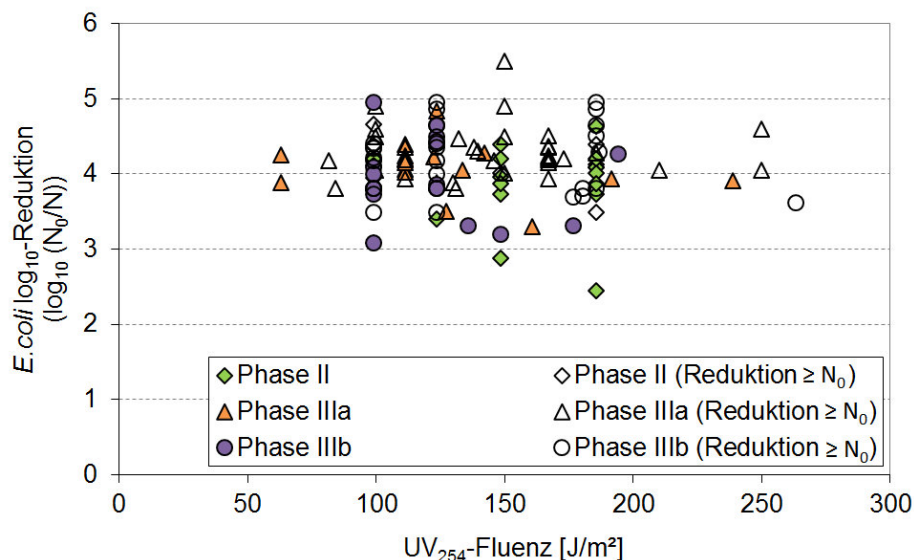
für organische Abwasserinhaltsstoffe, die eine maßgebliche Desinfektionsmittelzehrung bewirken, herangezogen werden. Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des online gemessenen SAK_{254} -Wertes (unter Einbeziehung der Wassertemperatur) die Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung der toxischen Auswirkungen der Desinfektionsmaßnahmen beitragen.

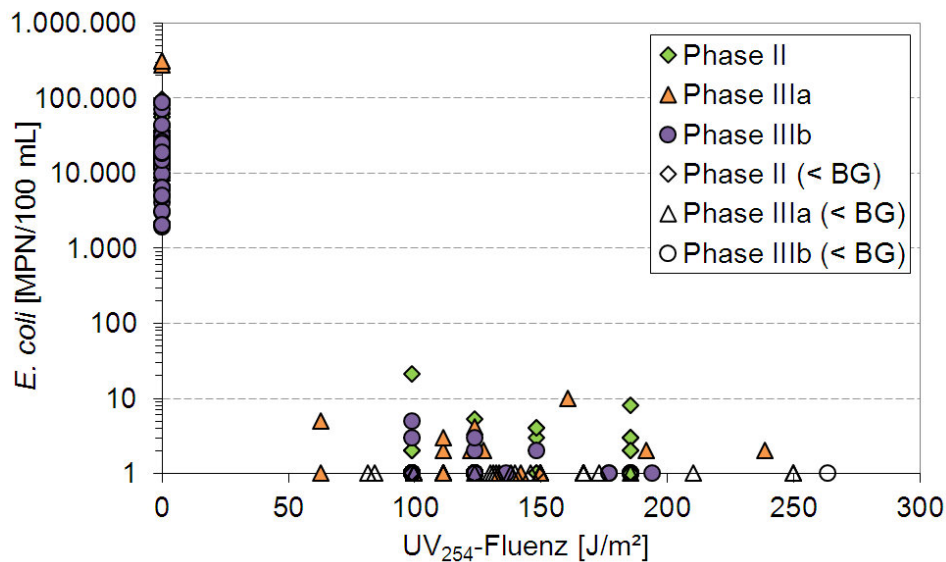
Der Betrieb erfordert eine regelmäßige Wartung und einen Austausch der Verschleißteile (Wartungsintervall der Anlage: jährlich). Betriebsmittel (im Wesentlichen Sauerstoff) müssen in regelmäßigen Zeitabständen nachgefüllt werden. Die Anfahrphase bis zu einem stabilen Betrieb bei voller Desinfektionsleistung beträgt für die Ozonungsanlage wenige Minuten. Nennenswerte Betriebsstörungen traten während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht auf, sodass ein stabiler Anlagenbetrieb durchgängig möglich war.

5.2.4. UV-Bestrahlung

Inaktivierung von Krankheitserregern mittels UV-Bestrahlung

Die Versuchsergebnisse zur Verringerung der Konzentration von *E. coli* mittels UV-Bestrahlung während der Phasen II, IIIa und IIIb sind in Abbildung 53 in Abhängigkeit der eingesetzten UV-Dosis (-Fluenz) aufgetragen.





BG – Bestimmungsgrenze

Abbildung 53: Inaktivierung von *E. coli* mittels UV-Bestrahlung

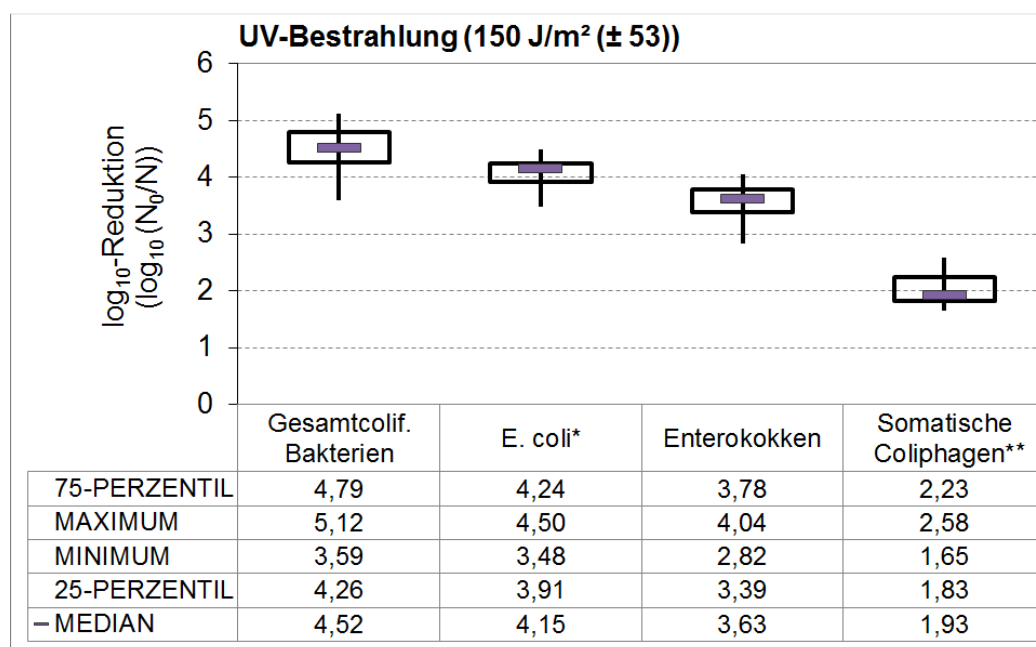
Es wird davon ausgegangen, dass sich der log-lineare Bereich der *E. coli*-Inaktivierung (siehe Kapitel 2.1.3) bei einer Dosis von weniger als 50 J/m² befindet, wie es sich auch bei Untersuchungen von Winward (2007) bei der UV-Desinfektion von Grauwasser zeigte. Bei höheren eingesetzten UV-Dosen zeigt sich ein Tailingeffekt, der vermutlich durch partikelassoziierte Mikroorganismen verursacht wurde (siehe Kapitel 2.1.3 und 2.1.4), wie er ähnlich auch bei Untersuchungen anderer Autoren (Emerick et al, 2000, Rott und Schöler, 2001, Dietrich et al., 2003, Schmidlein, 2012) beobachtet wurde. Die Unterschiede in der Abwasserzusammensetzung im Zulauf zu den Desinfektionsanlagen zwischen den Versuchsphasen II, IIIa und IIIb lassen keine klare Abgrenzung in der Desinfektionseffektivität in Bezug zur Art der vorhergehenden Abwasserbehandlung erkennen. Die erzielten Ergebnisse liegen in guter Übereinstimmung mit in der Literatur zu findenden Bestrahlungsdosen zur Inaktivierung von *E. coli*. Liu und Zhang (2006) erzielten eine Verringerung der Konzentration von *E. coli* um 4,5 bis 5 log₁₀-Stufen bei einer UV-Dosis von 100 J/m². Eine Zusammenstellung von Literaturwerten von Hunter und Townsend (2010) zeigt notwendige UV-Bestrahlungsdosen in Höhe von 67 und 84 J/m² zur *E. coli*-Inaktivierung um 3 und 4 log₁₀-Stufen. Passantino und Malley (2001) beschreiben, dass der Gehalt partikulärer Wasserinhaltsstoffe bei einer Trübung < 10 NTU keinen Einfluss auf den Desinfektionserfolg hat. Ähnliches wurde auch von Nasser et al. (2006) festgestellt, die den Desinfektionserfolg mittels UV-Bestrahlung von Abläufen des Nachklärbeckens nach dem Belebtschlammverfahren mit und ohne nachgeschaltete Flockungsfiltration miteinander verglichen. Bereits der unfiltrierte Ablauf wies eine Trübung von nur 5 NTU auf

und die Ergebnisse hinsichtlich der Desinfektionswirkung unterschieden sich nicht von denen des Ablaufs nach der Flockungsfiltration mit einer Trübung von 1 NTU. Auch die Ergebnisse von Thompson et al. (2003) zeigen anhand der UV-Desinfektion von Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen im Vergleich zur UV-Desinfektion von Wasser zur Trinkwasseraufbereitung keine Unterschiede in der Desinfektionswirkung bei gleicher UV-Fluenz.

Die durchschnittliche erzielte Desinfektionswirkung durch die verwendete UV-Bestrahlungsdosis liegt geringfügig über der der drei anderen in der vorliegenden Arbeit untersuchten Desinfektionsverfahren. Die empfohlene UV-Dosis liegt jedoch mit 400 J/m^2 (DVGW, 2006a) zur Trinkwasserdesinfektion und 300 bis 450 J/m^2 (ATV, 1998) zur Desinfektion behandelten Abwassers (nach NWRI (2012) sogar 1.000 J/m^2) deutlich über der hier eingesetzten UV-Dosis. Aus diesem Grund wurde eine Versuchsreihe zur Messung der Inaktivierung der Indikatororganismen *E. coli* und gesamtcoliforme Bakterien mit einer UV-Dosis von 400 J/m^2 durchgeführt. Bei durchschnittlichen Anfangskonzentrationen von $7,4 \cdot 10^4$ und $1,3 \cdot 10^5 \text{ MPN/100 mL}$ ($n=24$) im Ablauf der Nachklärung nach dem Belebtschlammverfahren (entsprechend Phase II) lag die Konzentration sowohl von *E. coli* als auch von gesamtcoliformen Bakterien nach der UV-Bestrahlung in allen untersuchten Proben unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL.

Neben der Desinfektionswirkung gegenüber *E. coli* wurde auch die gegenüber gesamtcoliformen Bakterien, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Laufe der verschiedenen Versuchsphasen untersucht. Die Grundgesamtheit der in Abbildung 54 dargestellten Messergebnisse ist auf die Versuchstage ($n=22$) der Versuchsphasen II bis IIIb reduziert, bei denen im Ablauf der UV-Anlage alle vier genannten Indikatororganismen zeitgleich gemessen wurden. Die Inaktivierung gegenüber *E. coli* und gesamtcoliformen Bakterien lag mit einem Mittelwert während der Versuchsphasen II, IIIa und IIIb von 4,1 und 4,6 \log_{10} -Stufen geringfügig höher als die gegenüber Enterokokken von 3,7 \log_{10} -Stufen. Die Desinfektionswirkung gegenüber somatischen Coliphagen war mit einer mittleren Inaktivierung von 2,1 \log_{10} -Stufen am geringsten. Die mittleren Zulaufkonzentrationen lagen für alle vier Indikatororganismen im Bereich von $7 \cdot 10^3$ bis $9 \cdot 10^4 \text{ MPN/100 mL}$ bzw. PFU/100 mL. Abbildung 54 zeigt eine statistische Auswertung der gemessenen \log_{10} -Reduzierungen für die vier unterschiedlichen Indikatororganismen. Der Anteil der Proben mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze lag für gesamtcoliforme Bakterien bei 23 %, für *E. coli* bei 73 %, für Enterokokken bei 46 % und für somatische Coliphagen bei 100 %. Bei der Interpretation der Ergebnisse zur Reduzierung der Konzentration somatischer Coliphagen ist zu beachten, dass die tatsächliche \log_{10} -

Inaktivierung etwas über dem angegebenen Wert liegt. Aus Zusammenstellungen von Literaturwerten von Jacangelo et al. (2002) und Crittenden et al. (2012) geht jedoch ebenfalls hervor, dass zur Inaktivierung von Viren um die gleiche Größenordnung wie *E. coli* eine deutlich höhere UV-Dosis notwendig ist.



* 73 % der Ergebnisse: Reduktion $\geq N_0$

** 100 % der Ergebnisse: Reduktion $\geq N_0$

Abbildung 54: Inaktivierung ausgewählter Indikatororganismen mittels UV-Bestrahlung

*Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach **UV-Bestrahlung***

Nach einer UV-Bestrahlung mit einer Dosis von 50 J/m² verringerte sich die Konzentration von gesamtcoliformen Bakterien und *E. coli* um 4,3 und 4,2 log₁₀-Stufen, die der Koloniezahlen um 3,3 log₁₀-Stufen und die der Bakterien *P. aeruginosa* um mehr als 3,1 log₁₀-Stufen (die Konzentration dieser Bakterien lag nach erfolgter Desinfektion unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL). Sowohl die Konzentration von gesamtcoliformen Bakterien als auch die von *E. coli* wiesen nach 24-stündiger Stagnation einen Maximalwert auf, der 0,9 und 0,5 log₁₀-Stufen über der Ausgangskonzentration direkt nach erfolgter Desinfektion lag. Anschließend erfolgte eine Verringerung der Konzentration mit einem ähnlichen Verlauf wie in der nicht desinfizierten Probe. Vergleichbar verhielt es sich auch bei den Koloniezahlen bei 22 und bei 36 °C Bebrütungstemperatur, die einen Maximalwert am dritten und sechsten Tag der Stagnationsphase erreichten und anschließend ebenfalls einen ähnlichen abnehmenden Verlauf wie in der nicht desinfizierten Probe zeigten. *P. aeruginosa* war während der ersten drei Tage der Stagnationszeit nicht nachweisbar.

Anschließend nahm deren Konzentration jedoch zu und erreichte nach 14-tägiger Stagnation einen Maximalwert von 166 MPN/100 mL, der in etwa dem in der nicht desinfizierten Probe entsprach (siehe Abbildung 55). Die Konzentrationen der organischen Summenparameter veränderten sich unmittelbar durch die UV-Bestrahlung nicht. Der SAK₂₅₄, der Gehalt an DOC und CSB verringerten sich in der stagnierenden Probe nach 14 Tagen um 20, 9 und 12 %. Die vollständigen Messdaten dieser Versuchsreihe sind in Anhang 10 zusammengestellt.

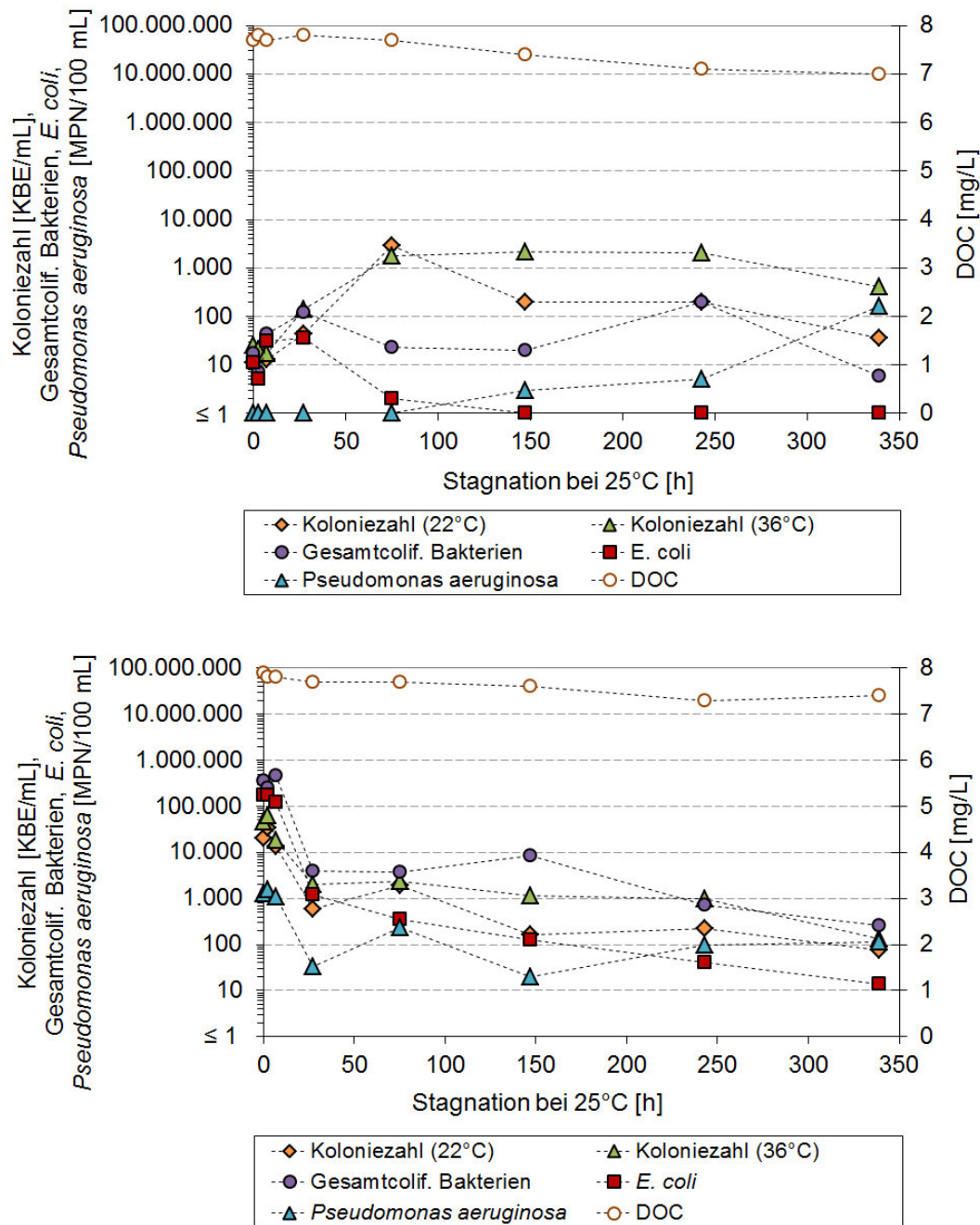


Abbildung 55: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers nach UV-Bestrahlung (oben) und in der nicht desinfizierten Ablaufprobe (unten)

Ähnlich wie nach der Ozonung, könnte in der vorliegenden Studie der Wiederanstieg der Konzentration von *P. aeruginosa* nach der UV-Bestrahlung, nachdem die Messwerte während der ersten drei Tage der Stagnationsphase unter der Bestimmungsgrenze lagen (Abbildung 55), ein Hinweis auf einen vorübergehenden VBNC-Zustand der Bakterien sein. Nach sechs Tagen waren diese Bakterien jedoch wieder vermehrungsfähig. Nach 14 Tagen war, bei einer Konzentration der Indikatororganismen *E. coli* unter der Bestimmungsgrenze, eine Konzentration der opportunistischen Krankheitserreger *P. aeruginosa* von 166 MPN/100 mL nachweisbar. Eine Studie von Friedler und Gilboa (2010) stellte ebenfalls nach einer UV-Bestrahlung von Grauwasser mit einer Dosis von 690 J/m² sowohl einen Wiederanstieg der Koloniezahl als auch einen Wiederanstieg der Konzentration von *P. aeruginosa* fest. Die Konzentration fäkalcoliformer Bakterien nahm in dieser Studie im Verlauf der Aufenthaltszeit des UV-bestrahlten Grauwassers im Verteilungsnetz kontinuierlich ab. Guo et al. (2009) untersuchten die Entwicklung der Koloniezahl von UV-bestrahlten, behandelten Abwasserproben während der Dauer einer Stagnationsphase von fünf Tagen. Nach spätestens fünf Tagen überstieg die Koloniezahl der mit UV-Dosen von 50 bis 400 J/m² bestrahlten Proben, ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit, die der nicht desinfizierten Probe. Der Wiederanstieg der Koloniezahl verlief in den Proben, die eine höhere Bestrahlungsdosis erhielten, langsamer als in denen mit einer Bestrahlungsdosis von 50 J/m². Eine Kombination aus Dunkelreparaturmechanismen der beschädigten Bakterien und Vermehrung der unbeschädigten bzw. reparierten Bakterien ist vermutlich für den Wiederanstieg der Koloniezahl verantwortlich (Guo et al., 2009). Untersuchungen von Bischoff et al. (2013) zeigen, dass nach einer UV-Bestrahlung von behandeltem Abwasser mit Dosen zwischen 50 und 150 J/m² ein signifikant höherer Wiederanstieg der Koloniezahl zu erwarten ist, wenn das stagnierende Wasser Sonnenlicht ausgesetzt ist. Die Photoreaktivierung subletal geschädigter Mikroorganismen scheint hier eine bedeutende Rolle zu spielen (Bischoff et al., 2013)

Umweltauswirkungen der UV-Bestrahlung

Bei der UV-Bestrahlung von Abläufen kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen ist, bei dem hier eingesetzten Wellenlängenbereich und UV-Dosen, nicht mit einer Bildung von DNP zu rechnen (siehe Kapitel 2.2.5). Im Ablauf der UV-Desinfektionsanlage konnte in keiner der acht untersuchten Proben eine Erhöhung der Toxizität festgestellt werden.

Die Auswirkungen auf die Konzentrationsverringerung der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe durch eine UV-Bestrahlung mit durchschnittlich

127 J/m² waren an allen drei Versuchstagen nur geringfügig. Erstaunlicherweise zeigte sich jedoch beim Röntgenkontrastmittel Amdotrizoesäure eine Verringerung um 51 % (von 3,7 auf 1,8 µg/L). Die Konzentration des Schmerzmittels Diclofenac wurde durch die UV-Bestrahlung um durchschnittlich 62 % verringert (von 2,4 auf 0,7 µg/L). Die Konzentrationen der drei weiteren untersuchten Spurenstoffe Carbamazepin (2,8 µg/L), Sulfomethoxazol (0,6 µg/L) und Estron (0,01 µg/L) waren an allen drei Tagen weitgehend unbeeinflusst durch die UV-Bestrahlung (Konzentrationsverringerungen von weniger als 20 %, vollständige Messdaten siehe Anhang 12). Laut Snyder et al. (2007) ist die UV-C-Strahlung in der Lage chemische Verbindungen in organischen Wasserinhaltsstoffen zu spalten (Photolyse). Dieser Prozess hängt stark von der Art des jeweiligen Wasserinhaltsstoffes sowie weiteren Wasserqualitätsparametern ab und hat bei einer UV-Dosis von ≤ 400 J/m² nur geringfügige Auswirkungen. Bei Untersuchungen, die UV-Dosen bis zu 300.000 J/m² einsetzten, wurde von einer Konzentrationsverringerung verschiedener Antibiotika bis unter die Nachweisgrenze berichtet (ein Anstieg der Toxizität des behandelten Wassers wurde ebenfalls beobachtet) (Yuan et al., 2011). Untersuchungen mit Mitteldruckstrahlern, die auch einen Wellenlängenbereich kleiner 240 nm emittieren, führten ebenso wie die Anwendung der oxidativen Wasseraufbereitung (AOP - advanced oxidation processes, beispielsweise eine Kombination von UV-Bestrahlung mit Ozon, Wasserstoffperoxid oder Titandioxid), zu einer deutlich wirkungsvolleren Konzentrationsverringerung verschiedener anthropogener Spurenstoffe (Snyder et al., 2007, Yuan et al., 2011, Keen et al., 2012, Pablos et al., 2013).

Kosteneffizienz und Praktikabilität der UV-Bestrahlung

Alle Kostenangaben beziehen sich auf Niederdruck-UV-Strahler, wie sie auch in der vorliegenden Arbeit verwendet wurden. Nach Darby et al. (1995) betragen die Betriebskosten 0,02 bis 0,03 €/m³ (Leong et al., 2008). Demgegenüber weisen aktuellere Kostendaten aus großtechnischen Anlagen in Australien nach Bixio und Wintgens (2006) mit Betriebskosten von maximal 0,01 €/m³ (einschließlich Energie-, Ersatzteil-, Wartungs- und Unterhaltungskosten) sowie aus München mit Gesamtkosten von 0,02 bis 0,03 €/m³ behandelten Wassers (Böhm, 2007) darauf hin, dass die Kosten sich für die UV-Bestrahlung weiter verringert haben. Den weitaus größten Teil der Betriebskosten mit ca. 90 % machen die Kosten für Energie und Strahlerwechsel/-entsorgung aus (Samel et al., 2003). Lazarova (2004) gibt unterschiedliche Kostenanteile für eine Hochrechnung der Betriebskosten auf die Gesamtkosten, bezogen auf das Volumen an behandeltem Abwasser, für verschiedene Desinfektionsanlagen an. Bei der Desinfektion mittels UV-Bestrahlung machen die Betriebskosten einen Anteil

von 47 % aus. Daraus folgen Gesamtkosten, entsprechend der Betriebskostendaten aus Australien, von maximal 0,02 €/m³, was im Bereich der für München und Berlin angegebenen Gesamtkosten von 0,02 bis 0,03 €/m³ liegt. Auch Hoibye et al. (2008) berichten von Gesamtkosten für die UV-Desinfektion von 0,02 €/m³.

Für die UV-Desinfektion liegen Energiebedarfsdaten großtechnischer Anlagen und Versuchsanlagen im Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen vor, auf die im Folgenden zurückgegriffen wird. Nach Monteith et al. (2007) beläuft sich der Energiebedarf für Niederdruck-UV-Anlagen zur Desinfektion behandelten Abwassers auf 0,045 kWh/m³ (der für Mitteldruck-UV-Desinfektionsanlagen liegt bei 0,145 kWh/m³). Betriebsdaten der Niederdruck-UV-Desinfektionsanlagen im Ablauf der Abwasserbehandlungsanlagen Bad Tölz und München beziffern den Energiebedarf auf 0,03 kWh/m³ (Haberker et al., 2008), was im Bereich des von Salveson und McKay (2012) ermittelten Energiebedarfs vergleichbarer großtechnischer UV-Desinfektionsanlagen von 0,02 bis 0,04 kWh/m³ liegt.

UVC-Strahlung ist schädlich für Haut und Augen. Bestrahlung der Haut kann zu Hautrötungen und bei chronischer Exposition zu Hautkrebs führen (Memarzadeh, 2010). UV-Desinfektionsanlagen sind daher so zu gestalten, dass UV-Strahlung nicht direkt auf Augen oder Haut einwirken kann (DIN 12255-14, 2004). Außer der durch die UV-Lampen vor-Ort-produzierten UV-Strahlung werden für die UV-Desinfektion keine weiteren Betriebsmittel benötigt. Eine Wartung der Anlage inklusive Mess- und Steuereinrichtungen (UV-Sensor, Durchflussmessgeräte) ist jährlich und ein Austausch der UV-Lampen ist nach maximal 8.000 Betriebsstunden erforderlich. Eine Anpassung der Strahlungsdosis ist bei Niederdruck-UV-Anlagen nur durch die Steuerung des Durchflusses möglich. Bei UV-Bestrahlungsanlagen mit mehreren UV-Reaktoren können diese durchflussabhängig zu- und abgeschaltet werden (DIN 12255-14, 2004). Die Anfahrphase bis zu einem stabilen Betrieb bei voller Desinfektionsleistung beträgt für die UV-Anlage wenige Minuten. Betriebsstörungen traten während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht auf, sodass ein stabiler Anlagenbetrieb durchgängig möglich war.

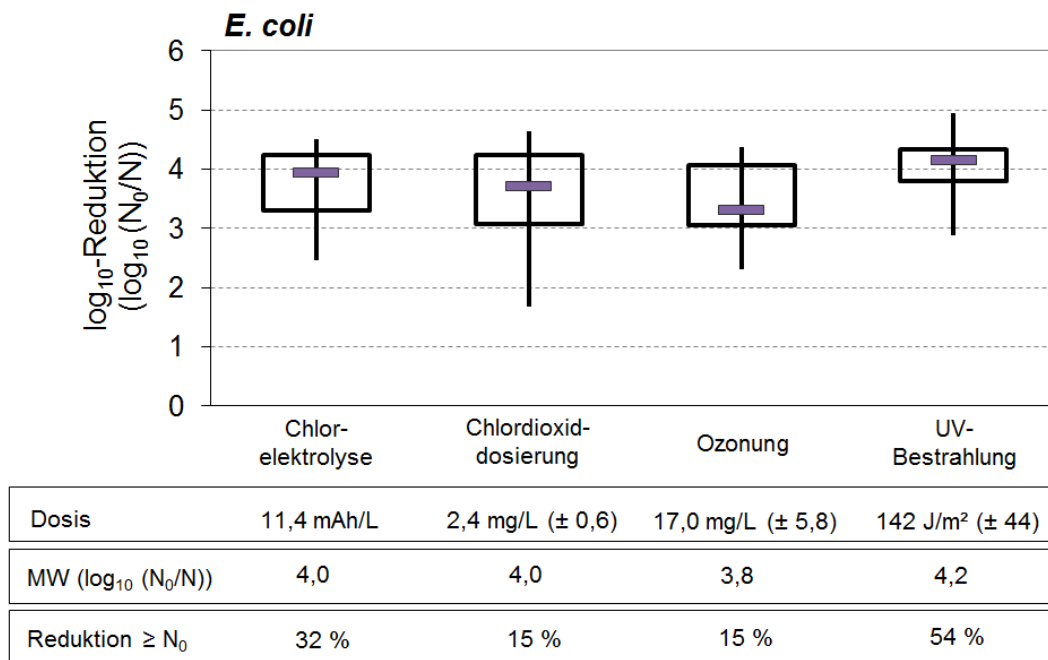
5.2.5. Vergleich der Desinfektionsverfahren

Der nachfolgende Vergleich der vier eingesetzten Desinfektionsverfahren erfolgt analog zu Kapitel 5.2 in der Reihenfolge der Untersuchungsschwerpunkte: Inaktivierung von Krankheitserregern (1), mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers (2), Auswirkungen auf die Umwelt (3) sowie Kosten-

effizienz und Praktikabilität (4) der einzelnen Verfahren. Anhang 15 fasst die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse als Netzdiagramm zusammen, und stellt dadurch die Stärken und Schwächen der einzelnen Verfahren im Hinblick auf die verschiedenen Untersuchungsschwerpunkte übersichtlich dar.

Inaktivierung von Krankheitserregern

Alle vier Desinfektionsverfahren erzielten hinsichtlich der analysierten Indikatororganismen eine vergleichbare Desinfektionswirkung. Die Grundgesamtheit der in Abbildung 56 dargestellten Messergebnisse ist auf die Versuchstage (n=40) der Versuchsphasen II bis IIIb reduziert, bei denen absolut identische Versuchsbedingungen, hinsichtlich der Charakteristik des behandelten Wassers, bei allen vier Desinfektionsanlagen herrschte. Abbildung 56 zeigt die \log_{10} -Reduktion von *E. coli* bei der mittleren eingesetzten Dosis als Boxplot-Diagramm.



MW – Mittelwert der *E.coli* \log_{10} -Reduktion

Abbildung 56: Inaktivierung von *E. coli* mittels Chloreelektrolyse, Chlordioxiddosierung, Ozonung und UV-Bestrahlung

Die Höhe der Desinfektionsmitteldosis variierte bei den eingesetzten Verfahren über eine gewisse Spannweite²⁰. Die Konzentration der analysierten Indikatororganismen konnte mit jedem der vier Desinfektionsverfahren, je nach eingesetzter Dosis und vorhergehendem eingesetzten Behandlungsverfahren, bis

²⁰ Die Werte in Klammern in der Zeile „Dosis“ in Abbildung 56 geben die Standardabweichungen der mittleren eingesetzten Dosis an.

unter die Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL verringert werden. Die in der vorliegenden Arbeit gemessenen Desinfektionswirkungen in Abhängigkeit der eingesetzten Desinfektionsmitteldosen stimmten weitgehend mit den in vergleichbaren Studien erzielten Ergebnissen überein (siehe Kapitel 5.2.1 bis 5.2.4). In diesem Zusammenhang fiel auf, dass die Verfahren mit hydraulisch optimierten Kontaktbecken (Chlorelektrolyse, Chlordioxid dosierung und UV-Bestrahlung) eine gleich hohe bzw. geringfügig höhere Desinfektionswirkung aufwiesen als die in vergleichbaren Untersuchungen erzielten Werte. Für die Ozonungsanlage wurde als einzige der vier Desinfektionsversuchsanlagen kein hydraulisch optimiertes Kontaktbecken konstruiert. Es zeigte sich, dass die erforderlichen Ozondosen zur Erreichung der gleichen Desinfektionswirkung bei der Versuchsanlage relativ (im Vergleich zu entsprechenden Literaturdaten) hoch lagen. Dies weist auf einen günstigen Einfluss einer optimierten Hydraulik im Desinfektionskontaktbecken hin, wodurch sowohl die Betriebskosten durch eine verminderte erforderliche Dosis als auch die toxischen Auswirkungen verringert werden können.

Bei gleicher Dosierung wurde bei allen untersuchten Desinfektionsverfahren eine höhere Desinfektionsleistung gegenüber den Indikatororganismen für bakterielle Krankheitserreger (*E. coli*, gesamtcoliforme Bakterien und Enterokokken) als gegenüber den Indikatororganismen für virale Krankheitserreger (somatische Coliphagen) erzielt. Diese Ergebnisse liegen in Übereinstimmung mit Ergebnissen weiterer Autoren (Ashbolt et al., 2001, Jacangelo et al., 2002, Crittenden et al., 2012, Alcalde et al., 2007, von Sonntag und von Gunten, 2012), die gleichermaßen für die Chlorung als auch für die Chlordioxid dosierung, Ozonung und UV-Bestrahlung von einer höheren Resistenz der Indikatororganismen für virale Krankheitserreger verglichen mit der für bakterielle Krankheitserreger berichten. Unter den Indikatororganismen für bakterielle Krankheitserreger zeigten Enterokokken die höchste Resistenz gegenüber den eingesetzten Desinfektionsmethoden (siehe Abbildung 35, Abbildung 42, Abbildung 49 und Abbildung 54).

Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers

In den Abläufen aller Desinfektionsanlagen, in denen keine oder zu geringe Konzentrationen an Restdesinfektionsmitteln im Wasser nachweisbar waren, konnte während der 14-tägigen Stagnationszeit ein Anstieg der Konzentration heterotropher kultivierbarer Mikroorganismen (gemessen als Koloniezahl bei 36 °C) um bis zu 4,4 log₁₀-Stufen beobachtet werden. In der mit UV-Strahlung behandelten Probe glich sich der Konzentrationsverlauf ab dem dritten Tag in etwa dem in der nicht desinfizierten Probe an. Zum gleichen Zeitpunkt übertraf

die Koloniezahl in den Proben, die mit chemischen Desinfektionsmitteln desinfiziert wurden und keine ausreichenden Restdesinfektionsmittelkonzentrationen aufwiesen, die der nicht desinfizierten Probe. Nach 14-tägiger Stagnation lag die Koloniezahl in den mit Ozon und Natriumhypochlorit behandelten Proben um mehr als 2 \log_{10} -Stufen höher als in der nicht desinfizierten Probe (Abbildung 57). Der Grund hierfür liegt vermutlich in erster Linie an der Erhöhung der Bioverfügbarkeit der organischen Substanzen durch die Chlorung und Ozonung (Swietlik et al., 2004, Hammes et al., 2006, Wert et al., 2007, Siegrist et al., 2010, Ramseier et al., 2011). Die Aufrechterhaltung einer wirksamen Restdesinfektionsmittelkonzentration ist bei den in dieser Studie untersuchten Verfahren prinzipiell nur nach der Dosierung von Chlor und Chlordioxid möglich.

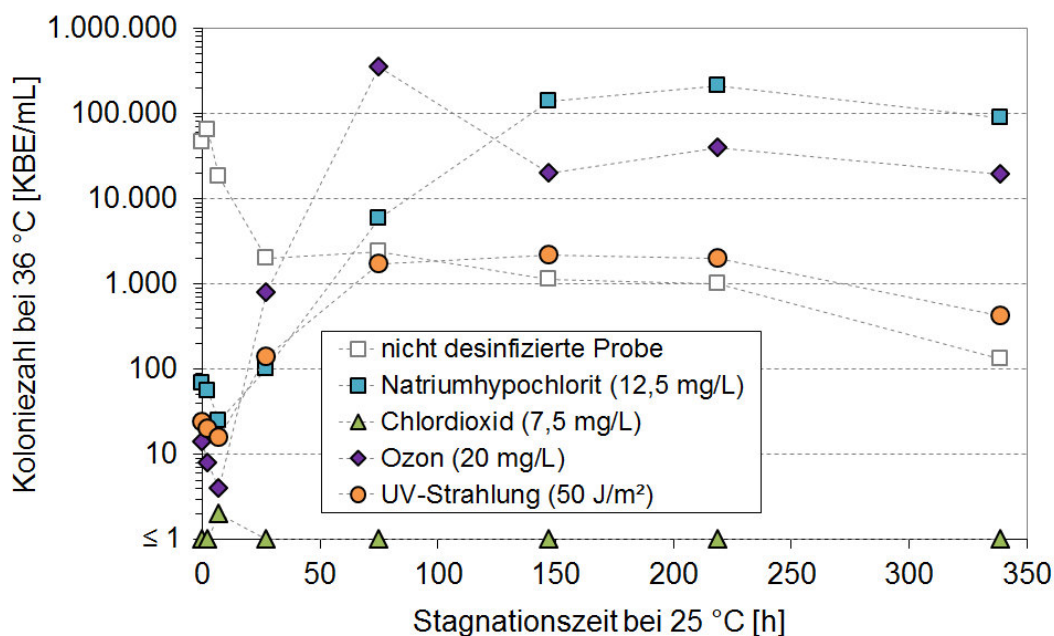


Abbildung 57: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Abwassers, Koloniezahl

Neben dem Wiederanstieg der Koloniezahl im Verlauf der Stagnationsphase nach erfolgter Desinfektion wurde in der vorliegenden Untersuchung auch ein Wiederanstieg der fakultativ pathogenen Mikroorganismen *P. aeruginosa* in den Proben, die mit Ozon und UV-Strahlung desinfiziert wurden, nachgewiesen. Der Wiederanstieg der Konzentration von *P. aeruginosa*, nachdem die Messwerte zwischenzeitlich unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL lagen, kann ein Hinweis darauf sein, dass diese Bakterien vorübergehend in einem lebensfähigen, aber nicht kultivierbaren (viable but non-culturable - VBNC) Zustand vorlagen, aus dem sie sich nach einigen Tagen wieder reaktivieren konnten und ihre Vermehrungsfähigkeit zurückerlangten. Ähnliches wurde auch von Bendinger und Benölken (2011) in einer Studie zur

Biofilmuntersuchung von Trinkwasserinstallationen berichtet. Zum Zeitpunkt des Nachweises von *P. aeruginosa* lagen die Messwerte der Indikatororganismen *E. coli* im behandelten Wasser unter der Bestimmungsgrenze von 1 MPN/100 mL (Abbildung 58).

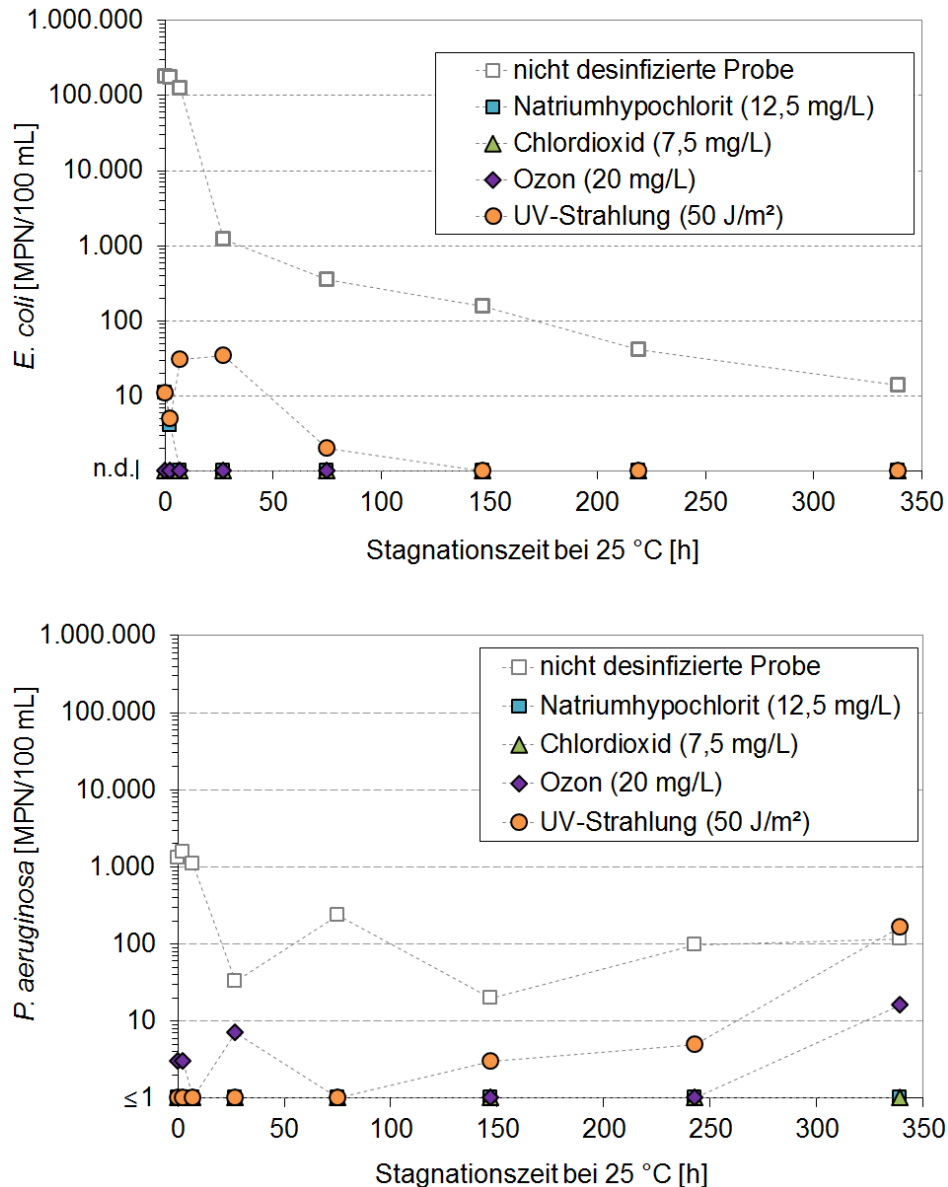


Abbildung 58: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Abwassers, *E. coli* (oben), *Pseudomonas aeruginosa* (unten)

Auswirkungen auf die Umwelt

In allen Abläufen der chemischen Desinfektionsanlagen konnte die Bildung von jeweils unterschiedlichen Desinfektionsnebenprodukten nachgewiesen werden. Mögliche wasserrechtliche Auswirkungen im Zusammenhang mit den gefundenen Konzentrationen von DNP sind in Kapitel 5.3.2 beschrieben. Gleichzeitig zeigten diese Abläufe unterschiedliche Erhöhungen der Toxizität, gemessen als

Hemmwirkung, die sie auf die Lichtemission der Bakterien *V. fischeri* ausübten. Das mit UV-Strahlung behandelte Wasser zeigte in den acht untersuchten Proben keine Erhöhung der Toxizität. Am stärksten war die Toxizitätserhöhung nach der Chlorelektrolyse (siehe Abbildung 59), gefolgt vom Ablauf der Ozonungsanlage. Nach der Dosierung von Chlordioxid erhöhte sich die Toxizität nur in einem geringen Anteil der analysierten Proben. Tendenziell wies der Ablauf des Belebtschlammverfahrens (Phase II) eine höhere Toxizität auf als der Ablauf des Belebtschlammverfahrens mit anschließender Mikrosiebung (Phase IIIa). Die Abläufe des Belebtschlammverfahrens mit anschließender Sandfiltration (Phase IIIb) wiesen insgesamt die geringste Toxizität auf. Gleiches ließ sich auch bei den Abläufen der diesen Phasen nachgeschalteten Desinfektionsanlagen beobachten (siehe Anhang 13). Die Verringerung der Toxizität im Ablauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage durch die Sandfiltration (mit Filtergeschwindigkeiten zwischen 14 und 15 m/h) konnte auch bei Untersuchungen auf der Abwasserbehandlungsanlage Regensdorf (CH) festgestellt werden (Abegglen et al., 2009, Stalter et al., 2010, Magdeburg et al., 2012). Die Verringerung der Toxizität kann sowohl durch biologische Vorgänge als auch durch die mechanische Filtrationswirkung und den Zerfall instabiler Substanzen während der hydraulischen Aufenthaltszeit im Sandfilter verursacht sein (Magdeburg et al., 2012).

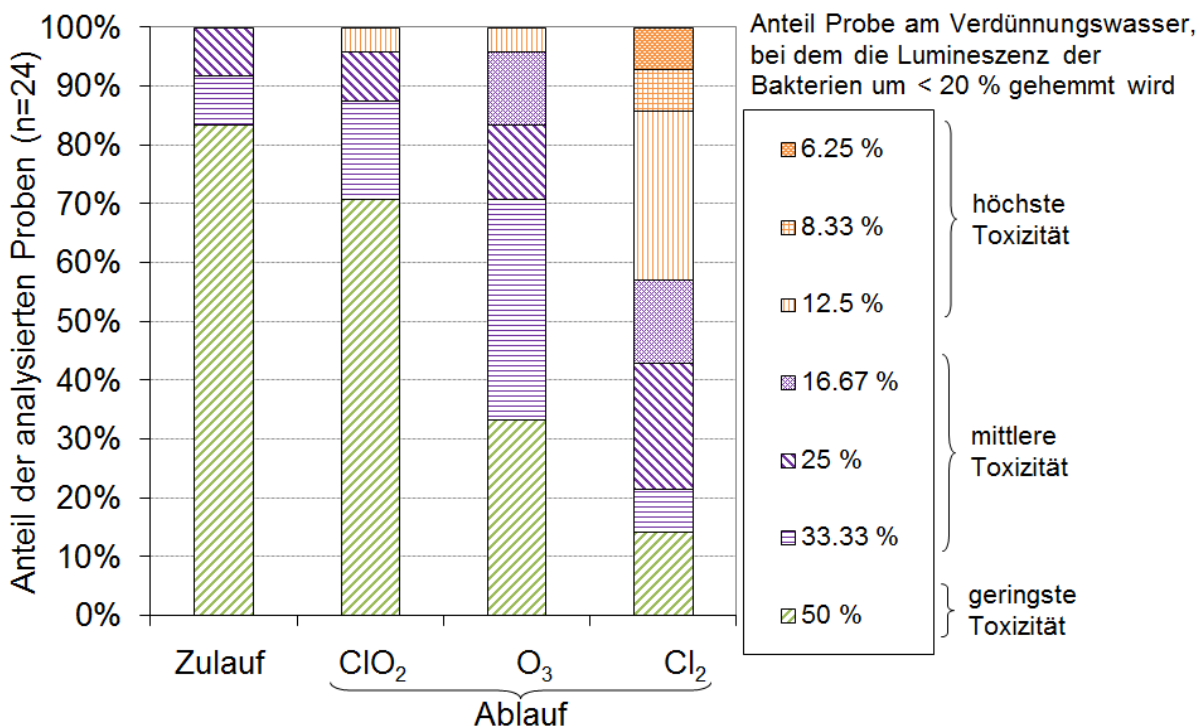


Abbildung 59: Toxizität, gemessen als Hemmung der Lichtemission der Leuchtbakterien *V. fischeri* im Zulauf und in den Abläufen der Desinfektionsanlagen

Bedeutende Auswirkungen auf weitere Wasserinhaltsstoffe konnten vor allem bei der Ozonung von behandeltem Abwasser nachgewiesen werden. Hier zeigte sich anhand von stichprobenhaften Messungen anthropogener Spurenstoffe, dass die Konzentrationen aller untersuchten Spurenstoffe, bis auf das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, um mehr als 80 % durch die Ozonung verringert wurden. Diese Ergebnisse werden bestätigt durch umfassendere Studien (Ternes et al., 2003, 2006, Snyder et al., 2007, Nakada et al., 2007, Hollender et al., 2009, Abegglen et al., 2009, Lee und von Gunten, 2010, Pisarenko et al., 2012), die die hohe Reaktivität eines breiten Spektrums anthropogener Spurenstoffe gegenüber Ozon bzw. der gebildeten freien Radikale nachweisen. Die Desinfektion mit Chlordioxid konnte lediglich für das Schmerzmittel Diclofenac und das Steroidhormon Estron Konzentrationsverringerungen um mehr als 80 % erzielen. Für Estron erreichte auch die Chlorelektrolyse eine Konzentrationsverringerung um mehr als 80 %. Diese Ergebnisse bestätigen Untersuchungen von Snyder et al. (2007), die berichten, dass die Reaktivität von Chlordioxid zur Oxidation anthropogener Spurenstoffe zwischen der von Ozon und freiem Chlor liegt. Die UV-Bestrahlung wirkte sich nur geringfügig auf die Konzentration der Spurenstoffe im behandelten Wasser aus (Abbildung 60). Bei einer UV-Bestrahlung mit einer Dosis von $\leq 400 \text{ J/m}^2$ sind übereinstimmend mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit nur geringfügige Auswirkungen auf die Konzentration anthropogener Spurenstoffe zu erwarten (Snyder et al., 2007).

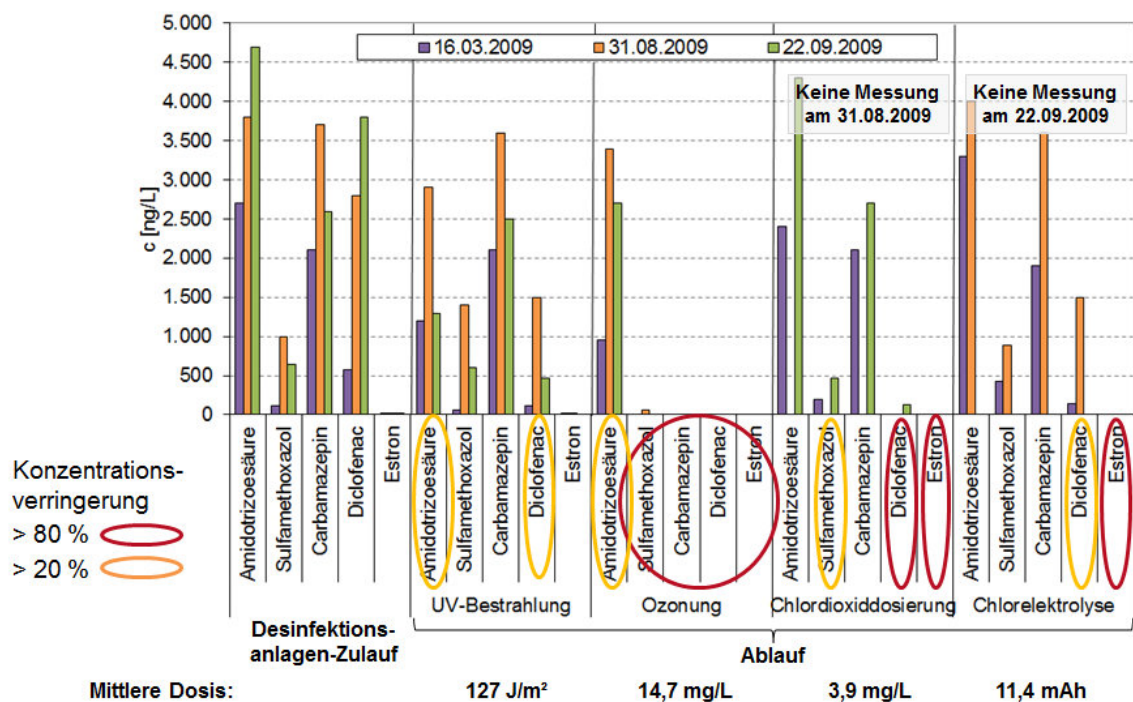


Abbildung 60: Konzentrationen anthropogener Spurenstoffe im Zulauf und in den Abläufen der Desinfektionsanlagen

Bei keinem der untersuchten Desinfektionsverfahren wurden Auswirkungen auf den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit des behandelten Wassers nachgewiesen (durchschnittliche Veränderungen < 2 %). Die Konzentration von $\text{NH}_4\text{-N}$ verringerte sich durch die Chloreelektrolyse während der Versuchsphasen II bis IIIb um durchschnittlich 23 %. Die dabei entstandenen Chloramine konnten als gebundenes Chlor nachgewiesen werden. Die Untersuchungen im Zu- und Ablauf der Desinfektionsverfahren mit oxidativ wirksamen Substanzen (Chlor, Chlordioxid und Ozon) hinsichtlich einer Konzentrationsveränderung der organischen Wasserinhaltsstoffe (gemessen als CSB, DOC und SAK_{254}) ergaben für die Chloreelektrolyse und die Chlordioxid dosierung nur geringfügige Konzentrationsverringerungen (< 10 %). Die Ozonung hingegen führte zu einer deutlichen Verringerung der Summenparameter CSB und SAK_{254} um durchschnittlich 24 % und 67 % bei etwa gleichbleibender DOC-Konzentration. Diese Veränderung im Verhältnis der organischen Summenparameter untereinander, wie sie auch in Studien von Drewes (1997), Schumacher (2006), Bahr et al. (2007), Abegglen et al. (2009) und Gerrity et al. (2012) festgestellt wurde, zeigt, dass die organischen Substanzen durch die Ozonung nicht mineralisiert werden, sondern sich ihre Zusammensetzung verändert. Diese Veränderung lässt sich laut Bahr et al. (2007) als eine Strukturumwandlung der organischen Matrix hin zu kleineren, polareren und weniger aromatischen Verbindungen beschreiben.

Kosteneffizienz und Praktikabilität

Tabelle 12 zeigt eine Übersicht des spezifischen Energiebedarfs sowie der spezifischen Kapital- und Betriebskosten, wie sie in den Kapiteln 5.2.1 bis 5.2.4 auf Basis von Literaturdaten erhoben wurden.

Die Kapital- und Betriebskosten können für die einzelnen Desinfektionsverfahren stark variieren und sind an die jeweiligen Randbedingungen wie Anlagengröße, Abwassercharakteristik, Behandlungsziele, gesetzliche Vorgaben, geografische Lage, Energiequelle sowie Anlagenauslegung und -auslastung gebunden. Bei der Betrachtung der Kostenvergleichsdaten muss weiterhin berücksichtigt werden, dass nur für die Desinfektion behandelten Abwassers mittels Ozon und UV-Strahlung umfassende Literaturdaten großtechnischer Anlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser zur Verfügung standen. Bei der Ermittlung der Kostendaten für die Desinfektion behandelten Abwassers mittels Chlordioxid, wurde auf Planungsdaten und Erfahrungswerte großtechnischer Anlagen aus den Bereichen der Getränkeindustrie und der Trinkwasserdesinfektion zurückgegriffen. Hierbei handelte es sich jedoch im Wesentlichen um Anlagen, deren Behandlungskapazitäten deutlich unter denen der

Kostenermittlung der drei anderen Desinfektionsverfahren zugrunde liegenden Anlagen lagen. Demzufolge ist davon auszugehen, dass die Kapital- und Betriebskosten für Chlordioxidanlagen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser im großtechnischen Maßstab etwas niedriger liegen.

Tabelle 12: Energiebedarf und Kosten der untersuchten Desinfektionsverfahren (nach *)

| Verfahren | Spez. Energiebedarf** | Spez. Kosten*** |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|
| | [kWh/m ³] | [€/m ³] |
| Chloreektrolyse | 0,03 – 0,07 | 0,03 – 0,05 |
| Chlordioxid dosierung | ~ 0,001 | 0,05 – 0,13 |
| Ozonung | 0,17 – 0,40 | 0,03 – 0,07 |
| UV-Bestrahlung | 0,02 – 0,04 | 0,02 – 0,03 |

* Darby et al., 1995, USEPA, 1998, Elefritz, 2000, Gillette et al., 2003, Samel et al., 2003, Lazarova, 2004, Schumacher, 2006, Bixio und Wintgens, 2006, Monteith et al., 2007, Böhm, 2007, Pinnekamp und Merkel, 2008, Leong et al., 2008, Fahlenkamp et al., 2008, Hoibye et al., 2008, Ried et al., 2009, Wirth, 2010, Abegglen et al., 2011, Salveson und McKay, 2012, DWA, 2013

** Systemgrenze umfasst ausschließlich die Betriebseinheiten der Abwasserbehandlungsanlage

*** jährliche Kapital- und Betriebskosten pro m³ behandelten Wassers

Die Vergleichbarkeit der gesamten Energiebedarfsdaten der vier verschiedenen Desinfektionsverfahren ist durch die Setzung der engen Systemgrenze (siehe Kapitel 4.5.2) insofern eingeschränkt, als dass Desinfektionsverfahren, die einen hohen Energiebedarf haben, der außerhalb der Systemgrenze entsteht (Chlordioxid- und Ozonungsverfahren²¹), bei dieser Betrachtung energieeffizienter erscheinen als bei einer ökobilanziellen Betrachtung. Für umfassendere Untersuchungen, die sowohl den Primärenergiebedarf als auch die Emissionen von Treibhausgasen berücksichtigen, wird auf Life-Cycle-Analysen (LCA) und Ökobilanzen verwiesen (beispielsweise bei Hoibye et al., 2008, de Haas et al., 2008, Siegrist et al., 2010). Zusätzlich zu den Literaturdaten wurde der Energiebedarf der vier Versuchsanlagen (als Summe des Energiebedarfs aller Elemente der jeweiligen Desinfektionsanlage inklusive Pumpen, Mess- und Regelungsinstrumente etc.) gemessen. Die Stromverbrauchsmessungen wurden an drei verschiedenen Tagen durchgeführt, an denen die Betriebseinstellungen der Anlagen vergleichbare Desinfektionswirkungen gewährleisteten. Die

²¹ Diese Verfahren benötigen deutlich mehr Betriebsmittel als die beiden anderen betrachteten Verfahren, die außerhalb der Kläranlage produziert werden müssen. Sie weisen somit mutmaßlich einen höheren externen Energiebedarf auf.

Messungen ergaben, dass die Ozonung und die Chlorelektrolyseanlage mit durchschnittlich 0,4 kWh/m³ den höchsten Stromverbrauch haben, gefolgt von der Chlordioxidanlage mit 0,3 kWh/m³. Den geringsten Stromverbrauch wies mit 0,2 kWh/m³ die UV-Anlage auf. Mit Ausnahme der Ozonungsanlage lagen die gemessenen Stromverbrauchsdaten deutlich über denen in der Literatur für großtechnische Anlagen beschriebenen Werten. Die Randbedingungen der Versuchsanlagen lassen demzufolge keine Rückschlüsse auf den Stromverbrauch großtechnischer Anlagen zu.

Der Anlagenbetrieb konnte mit Hilfe entsprechender Mess- und Steuereinrichtungen für alle vier Desinfektionsanlagen weitgehend automatisiert werden. Zuverlässige Kontroll- und Überwachungsinstrumente gewährleisteten bei allen Desinfektionsverfahren eine hohe Betriebssicherheit. Der Betrieb aller Desinfektionsanlagen erforderte eine regelmäßige Wartung und ein Austausch der Verschleißteile. Betriebsmittel mussten sowohl bei der Chlorelektrolyseanlage als auch bei der Chlordioxid- und bei der Ozonungsanlage in regelmäßigen Zeitabständen nachgefüllt werden. Der Transport und die Lagerung von Gefahrstoffen sind für die Chlordioxidanlage und für die Ozonungsanlage (bei Einsatz von flüssigem Sauerstoff) notwendig. Ein Gefahrenpotential kann von den Flüssigkeiten und Gasen, die in den drei Anlagen zur Herstellung und Dosierung von chemischen Desinfektionsmitteln vor Ort produziert werden, ausgehen. Entsprechende sicherheitstechnische Vorkehrungen zur Vermeidung von Gesundheitsgefahren und negativen Umweltauswirkungen sind zu treffen. Auch die erforderlichen Sicherheitseinrichtungen müssen in regelmäßigen Abständen (mindestens einmal jährlich) von Fachpersonal gewartet werden. Das Gefährdungspotential, das von der UV-Desinfektionsanlage ausgeht, ist nur minimal. Hierfür sind keine speziellen sicherheitstechnischen Einrichtungen zu installieren. Außerdem entfallen auch der Transport und der Umgang mit Gefahrstoffen.

Die längste Anfahrphase bis zu einem stabilen Desinfektionsbetrieb ist für die Chlorelektrolyseanlage vorzusehen. Erst nach frühestens einer Woche Einfahrbetrieb hat die Anlage ihre volle Desinfektionsleistung erreicht. Auch bei der Chlordioxidanlage ist eine Vorlaufphase von einigen Stunden vorzusehen, bis die Stammlösung in ausreichender Menge zur Verfügung steht. Sowohl bei der Ozonung als auch bei der UV-Bestrahlung wird nach wenigen Minuten die volle Desinfektionsleistung erreicht. Durch die sehr kurzen Reaktionszeiten von nur wenigen Sekunden zwischen UV-Strahlung und Wasserinhaltsstoffen kann der UV-Reaktor, verglichen mit Desinfektionsreaktoren für chemische Desinfektionsmittel, deutlich platzsparender ausgeführt werden. Genau wie für chemische Desinfektionsmittel haben jedoch die hydraulischen Eigenschaften des

Kontaktbeckens einen maßgeblichen Einfluss auf den Desinfektionserfolg. Das Kontaktbecken sollte eine Geometrie aufweisen, die im Idealfall eine Pfropfenströmung gewährleistet.

Das Eintragssystem des Chlorgases in das zu behandelnde Wasser besteht aus einem Flüssigkeitsstrahlventilator, bei dem der Injektor empfindlich gegenüber Partikeln mit einem Durchmesser größer als 1 mm ist. Eine vorgeschaltete Fein- bzw. Mikrosiebung oder Sandfiltration, zumindest des Teilstroms, der durch den Flüssigkeitsstrahlventilator geführt wird, ist unerlässlich. Die Betriebsstabilität der drei weiteren Desinfektionsanlagen ist in Bezug auf die Wasserqualität des zu behandelnden Wassers relativ unempfindlich. Betriebsstörungen traten aufgrund der Zusammensetzung des behandelten Wassers bei diesen Anlagen zu keiner Zeit auf.

5.3. Empfehlungen für die Praxis vor dem Hintergrund der weiteren Nutzung des behandelten Wassers

Entsprechend der beabsichtigten weiteren Nutzung des behandelten Wassers unterscheiden sich die jeweiligen mikrobiologischen Anforderungen (siehe Kapitel 2.1.2). Grundsätzlich steigen die Anforderungen mit steigender Wahrscheinlichkeit, dass Menschen mit dem behandelten Wasser direkt in Kontakt kommen (USEPA, 2012). Praxisempfehlungen für unterschiedliche Anwendungsfälle werden im Folgenden aus den gewonnenen Ergebnissen abgeleitet.

Wegen der Vielzahl an möglichen Nutzungszwecken und entsprechend unterschiedlichen zu beachtenden rechtlichen Grundlagen (siehe Kapitel 2.1.2), werden im Folgenden verallgemeinernd, angelehnt an die Wasserwiederverwendungsrichtlinie der USEPA (2012), zwei unterschiedliche mikrobiologische Anforderungsklassen (AK) betrachtet. Für Wasserwiederverwendungszwecke, bei denen kein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser zu erwarten ist (AK 1), wurde durch die USEPA (2012) für *E. coli* ein Schwellenwert von maximal 200 MPN/100 mL empfohlen. Für Wasserwiederverwendungszwecke, bei denen ein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser wahrscheinlich ist (AK 2), sollen *E. coli* in 100 mL Wasser nicht nachweisbar sein.

In Tabelle 6 (Kapitel 2.1.2) sind die Wasserqualitätsanforderungen zusammengestellt, die neben den mikrobiologischen Anforderungen an das behandelte Wasser für die jeweiligen Nutzungszwecke erhoben werden. Die Grenzwerte der Abwasserverordnung (bzw. die für Einleitungen von behandeltem kommunalem Abwasser in Oberflächengewässer regional gültigen Grenzwerte) müssen

ebenfalls beachtet werden in Fällen, in denen vor oder nach der beabsichtigten Nutzung eine Ableitung in Oberflächengewässer stattfindet.

5.3.1. Abwasserbehandlung vor der Desinfektion

Für Wasserwiederverwendungszwecke, bei denen kein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser zu erwarten ist (AK 1), stellt die Wasserwiederverwendungsrichtlinie der USEPA (2012) an das Abwasserbehandlungsverfahren die Anforderung, dass mindestens eine mechanisch-biologische Reinigungsstufe der Desinfektion vorgeschaltet sein sollte. Die hierfür in Tabelle 6 aufgelisteten Wasserqualitätskriterien können alle mit Hilfe konventioneller Abwasserbehandlungsverfahren (mechanisch-biologische Reinigungsstufe) eingehalten werden (siehe auch Kapitel 4.6). Basierend auf den Ergebnissen der Versuchsphase I (siehe Kapitel 5.1.1) wurde eine Eignung des desinfizierten Ablaufs einer chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlungsanlage zur Wasserwiederverwendung ausgeschlossen. Dementsprechend wird mindestens eine mechanisch-biologische Abwasserbehandlung vor der Desinfektion empfohlen, falls eine weitere Nutzung des behandelten Wassers zur Wiederverwendung beabsichtigt ist.

Ist eine weitere Nutzung des behandelten Wassers vorgesehen, bei der ein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser wahrscheinlich ist (AK 2), wird laut USEPA (2012) außer einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe noch eine zusätzliche Filtrationsstufe vor der Desinfektion empfohlen. Die Ablaufwerte der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage in der vorliegenden Untersuchung (Phase II) wiesen im Durchschnitt nur noch vergleichsweise geringe Trübungswerte (5 FNU) und Konzentrationen von CSB, AFS und $\text{NH}_4\text{-N}$ auf (31 mg/L, 8 mg/L und 1 mg/L). Die anschließende Mikro-siebung (Phase IIIa) bzw. Sandfiltration (Phase IIIb) konnte die Ablaufwerte zwar in Bezug auf partikuläre organische und anorganische Abwasserinhaltsstoffe nochmals deutlich verbessern (siehe Abbildung 32), sodass der für die AK 2 geforderte maximale Trübungswert von 2 NTU (Tabelle 6) eingehalten werden konnte²², der positive Effekt auf den Desinfektionserfolg konnte jedoch nicht für alle Desinfektionsverfahren eindeutig nachgewiesen werden. Dies gilt vor allem für die UV-Desinfektion, für die Ähnliches auch von Rott und Schöler (2001), Passantino und Malley (2001) sowie von Nasser et al. (2006) beschrieben wurde. Die beiden letztgenannten Studien untersuchten Abläufe von Abwasserbehandlungsanlagen mit vergleichbarer Wasserqualität wie in der

²² Unter der Annahme FNU = NTU

vorliegenden Untersuchung (Trübung < 10 NTU). Eine Filtration konnte die Trübungswerte zwar auch hier nochmals deutlich reduzieren, die Desinfektionswirkung jedoch nicht nachweisbar verbessern. Demgegenüber zeigen Ergebnisse von Desinfektionsanlagen im Ablauf einer mechanisch-biologischen Abwasserbehandlungsanlage, die die Wasserqualitätsanforderungen für den AK 1 (Tabelle 6) gerade noch einhalten, dass eine weitergehende Entfernung partikulärer organischer und anorganischer Wasserinhaltsstoffe den Desinfektionsprozess deutlich begünstigen kann (Bischoff et al. 2013). In dieser Untersuchung wurden mit den in Kapitel 4.3.2 und 4.3.4 beschriebenen Chlordioxid- und UV-Desinfektionsanlagen mechanisch-biologisch behandeltes Abwasser einer Versuchsanlage (mittlere Trübung: 19 NTU) in Shanghai desinfiziert. Der negative Einfluss auf den Desinfektionserfolg drückte sich dadurch aus, dass sich im Ablauf der UV-Desinfektionsanlage in Shanghai ein Tailingeffekt zeigte, der in einem höheren Konzentrationsbereich von Indikatororganismen lag (100 bis 1.000 MPN gesamtcoliforme Bakterien/100 mL) als der, der sich bei der Desinfektion von behandeltem Wasser mit niedrigeren Trübungswerten zeigte (1 bis 10 MPN gesamtcoliforme Bakterien/100 mL). Für Desinfektionsverfahren, bei denen die Desinfektionsmittelzehrung von Wasserinhaltsstoffen eine große Rolle spielte (Chlordioxid, Ozon), konnte generell gezeigt werden, dass mit einer Verringerung der Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe die Desinfektionsmitteldosis zur Erzielung des gleichen Desinfektionserfolges verringert werden kann (siehe Kapitel 5.2.2 und 5.2.3, Abbildung 41 und Abbildung 48). Dadurch ergeben sich auch positive Effekte hinsichtlich einer Verringerung der Desinfektionsnebenproduktbildung.

Neben der Steigerung der Desinfektionseffektivität, trägt eine Festlegung von Mindestanforderungen an die der Desinfektion vorgeschalteten Behandlungsverfahren dazu bei, die Zuverlässigkeit des Wasserbehandlungssystems zu erhöhen (USEPA, 2012). Aus diesen Gründen wird eine Filtrations- bzw. Mikrosiebungsstufe vor der Desinfektion für die nach AK 2 beschriebenen Wassernutzungszwecke empfohlen; insbesondere gilt dies für Abläufe mechanisch-biologischer Abwasserbehandlungsanlagen mit hohem Partikelgehalt (Trübung > 10 FNU bzw. AFS > 15 mg/L)²³ und bei Anwendung oxidativ wirksamer Desinfektionsmittel mit hohem Gehalt organischer Substanzen (CSB > 40 mg/L, BSB₅ > 5 mg/L bzw. SAK₂₅₄ > 25 l/m)²⁴.

²³ Abgeleitet aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit.

²⁴ Abgeleitet aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit.

5.3.2. Betriebsempfehlungen für die Desinfektionsanlagen

Desinfektionsmitteldosis

Alle vier in dieser Arbeit untersuchten Desinfektionsverfahren sind prinzipiell dazu in der Lage, die nach USEPA (2012) geforderten mikrobiologischen Schwellenwerte für die entsprechenden Wasserwiederverwendungszwecke der AK 1 und 2 einzuhalten. Die erforderliche Desinfektionsmitteldosis ist wasserqualitätspezifisch und die in Tabelle 13 genannten erforderlichen Dosen beziehen sich für AK 1 auf Abläufe mechanisch-biologischer Abwasserbehandlungsanlagen (Wasserqualität im Bereich der Werte „Ablauf NKB“, Abbildung 32) und für AK 2 auf Abläufe mechanisch-biologischer Abwasserbehandlungsanlagen mit anschließender Filtration bzw. Mikrosiebung (Wasserqualität im Bereich der Werte „Ablauf Mikrosieb“, „Ablauf Sandfilter“, Abbildung 32).

Tabelle 13: Erforderliche Dosis (bzw. Restdesinfektionsmittelkonzentration und spez. Dosis) zur Unterschreitung der mikrobiologischen Schwellenwerte nach USEPA (2012) (eigene Daten sowie nach Daten von*)

| | | AK 1 ²⁵ | AK 2 ²⁶ |
|-----------------------|---|--------------------|--------------------|
| Chloreelektrolyse | Eingetragene Ladung [mAh/L] | 11,4 | > 12** |
| | Restgesamtchlor [mg/L] | 1,0 | > 2,0 |
| Chlordioxid dosierung | ClO ₂ -Dosis [mg/L] | 2 | 4 |
| | Rest-ClO ₂ [mg/L] | 0,2 | 0,4 |
| | Spez. ClO ₂ -Dosis bez. auf SAK ₂₅₄ [(m·mg)/L] | 0,1 | 0,2 |
| Ozonung | O ₃ -Dosis [mg/L] | 10 | 20 |
| | Spez. O ₃ -Dosis bez. auf SAK ₂₅₄ [(m·mg)/L] | 1 | 2 |
| UV-Bestrahlung | UV-Fluenz/Dosis [J/m ²] | 400 | 400 |

* Nelle 1994, Oberg, 1995, Lazarova et al., 1999, Paraskeva und Graham, 2002, Rose et al., 2004, Asano et al., 2007, Alcalde et al., 2007, Kobylinski und Bhandari, 2010, Burns, 2010, Schmidtlein, 2012

** die Versuchsanlage der vorliegenden Untersuchung war technisch auf eine eintragbare Ladung von 12 mAh/L begrenzt.

²⁵ AK1 - Wasserwiederverwendungszwecke, bei denen kein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser zu erwarten ist (siehe Kapitel 2.1.2 und 5.3).

²⁶ AK2 - Wasserwiederverwendungszwecke, bei denen ein direkter menschlicher Kontakt mit dem behandelten Wasser wahrscheinlich ist (siehe Kapitel 2.1.2 und 5.3).

Die Angaben in Tabelle 13 stellen Orientierungswerte für die Dimensionierung von Anlagen zur Desinfektion von Abwasser dar, welches mit Hilfe der, dem weiteren Nutzungszweck entsprechenden, in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Verfahren vor der Desinfektion behandelt wurde. Weitere Untersuchungen zur detaillierten Dimensionierung, in Abhängigkeit der jeweiligen anlagen- und abwasserspezifischen Voraussetzungen (mindestens Untersuchungen zur Zehrung des eingesetzten Desinfektionsmittels durch Abwasserinhaltsstoffe bzw. Bestimmung des SSK_{254}^{27} bei Anwendung der UV-Desinfektion), müssen für jede Desinfektionsanlage zusätzlich vorgenommen werden. Vor einer Einleitung in Oberflächengewässer muss gegebenenfalls eine Entfernung der Restdesinfektionsmittel (Chlordioxid und Chlor), beispielsweise durch Dosierung von Natriumthiosulfat, erfolgen.

Mikrobiologische Stabilität

Für die Wasserwiederverwendung muss in der Regel die mikrobiologische Qualität auch während des Zeitraums einer Speicherung und Verteilung des behandelten Wassers sichergestellt sein. Sowohl die Ergebnisse dieser Untersuchung als auch Untersuchungen weiterer Autoren (Zhang und DiGiano, 2002, Jjemba et al., 2010b) weisen darauf hin, dass behandeltes Wasser, welches direkt nach dem Desinfektionsprozess eine ausreichende mikrobiologische Qualität aufweist, nach einer Stagnationsphase im Speicher oder Verteilungsnetz mit einem mikrobiologischen Risikopotential, aufgrund eines möglichen Wiederanstiegs der Anzahl hygienerelevanter Mikroorganismen (sowohl suspendiert im Wasser als auch in Biofilmen), verbunden sein kann. Die Abwesenheit der Indikatororganismen *E. coli* schließt nicht die Anwesenheit sogenannter (opportunistischer) Umweltpathogene (beispielsweise *P. aeruginosa* oder *Legionella spp.*) aus. Folgende Maßnahmen zur Minimierung dieses Risikopotentials können ergriffen werden:

- Verfahrenstechnische Maßnahmen zur weitgehenden Verringerung mikrobiell verwertbarer Wasserinhaltsstoffe.
 - Nachschaltung einer Sand-/Biofiltration zur Verringerung der (durch die Desinfektion entstandenen) mikrobiell verwertbaren Wasserinhaltsstoffe.
- Aufrechterhaltung einer wirksamen Restdesinfektionsmittelkonzentration (bei den in dieser Studie untersuchten Verfahren prinzipiell nur nach der Dosierung von Chlor und Chlordioxid möglich).

²⁷ Daraus lässt sich direkt der spektrale Transmissionsgrad nach $T_{s,d}(254) = 10^{(-SSK_{254} \cdot d)}$ berechnen (mit Schichtdicke d in mm) (DVGW, 2006a)

- Einhaltung einer UV-Mindestbestrahlungsdosis von 400 J/m², um der Gefahr mikrobieller Reparaturmechanismen (vor allem Photoreaktivierung) zu begegnen (Sommer et al., 2000, Guo et al., 2009).
- Verhinderung eines Keimeintrages in das Verteilungsnetz und die Wasserspeicher.
- Vermeidung langer Aufenthaltszeiten und erhöhter Temperaturen im Speicher und Verteilungsnetz (Uhl, 2001, Lautenschlager, 2010, Weinrich et al., 2010)²⁸.
- Periodisches Monitoring mindestens eines weiteren Indikatororganismus, außer *E. coli*, der stellvertretend für Mikroorganismen steht, die bei geringem Nährstoffangebot einen Wachstumsvorteil besitzen (beispielsweise *P. aeruginosa*) bzw. Monitoring von mikrobiell leicht verfügbaren organischen Substanzen (AOC oder BDOC).
- Auswahl der Leitungsmaterialien und Werkstoffe in Anlehnung an die allgemein anerkannten Regeln der Technik im Trinkwasserbereich (entsprechend KTW-Leitlinie (UBA, 2008) und DVGW-Arbeitsblatt W 270, (1999b)), um eine erfolgreiche Reinigung und Desinfektion des Verteilungssystems (auch bei gebildeten Biofilmen) gewährleisten zu können (Flemming, 2011).

Steuerungsstrategien zur Verminderung der einzusetzenden Dosis und Verringerung der negativen Umweltauswirkungen der Desinfektion

Für die Wasserwiederverwendung sind meist keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte für DNP festgelegt (siehe Kapitel 2.3.4). Auch die zum Teil gemessene Toxizitätserhöhung ist nicht reglementiert und hat keine direkten Auswirkungen auf die wasserrechtliche Eignung des behandelten Wassers für die Wasserwiederverwendung. Dennoch sollte für die genannten Parameter generell ein Minimierungsgebot aus Vorsorgegründen berücksichtigt werden, um das potentielle gesundheitliche Risiko für die Wassernutzer und mögliche negative Umweltauswirkungen zu verringern. AOX ist in Deutschland ein abwasserabgabenrelevanter Parameter mit einem Schwellenwert von 100 µg/L (AbwAG, 2005). In der vorliegenden Untersuchung wurde dieser Wert in nahezu allen Fällen im Ablauf der Chlorelektrolyseanlage überschritten, ebenso wie der im Anhang 31²⁹ der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) genannte

²⁸ Generell verschlechtert sich die Qualität des behandelten Wassers mit zunehmender Aufenthaltszeit im Speicher (Jjemba et al., 2010a). Bei Anwendungsfällen, in denen das behandelte Wasser über längere Zeiträume gespeichert werden muss (landwirtschaftlichen Bewässerung), kann jedoch die natürliche Absterberate pathogener Mikroorganismen zu einer mikrobiologischen Wasserqualitätsverbesserung führen (RUB, 2010).

²⁹ Anhang 31 der Abwasserverordnung (1997): Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung. Anwendbar auch für die Wasseraufbereitung von Betriebswasser.

Grenzwert von 200 $\mu\text{g/L}$. Die Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2011) hat Grenzwerte für die untersuchten DNP THM (50 $\mu\text{g/L}$), Chlorit (0,2 mg/L) und Bromat (10 $\mu\text{g/L}$) festgelegt, welche im überwiegenden Anteil der untersuchten Proben überschritten wurden. Für einige der untersuchten Parameter wurden Umweltqualitätsnormen (UQN) festgelegt bzw. vorgeschlagen (UQN-RL, 2008). Für Trichlormethan (eines der vier gemessenen THM) liegt der festgelegte Wert für Binnenoberflächengewässer bei 2,5 $\mu\text{g/L}$, welcher in allen Ablaufproben der Chlorelektrolyseanlage deutlich überschritten wird.

Anhand der vorliegenden Ergebnisse konnte eine Strategie zur Steuerung von Anlagen für die Desinfektion behandelten Abwassers abgeleitet werden. Der spektrale Schwächungskoeffizient (SSK_{254}) hat sich für die UV-Desinfektion als Kennwert (siehe DVGW W 294-1, 2006a) und Online-Steuerparameter für die Einstellung einer bestimmten UV-Dosis bewährt. Es konnte gezeigt werden, dass der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK_{254}) für die drei untersuchten chemischen Desinfektionsverfahren als Summenparameter für die organischen Abwasserinhaltsstoffe, die eine maßgebliche Desinfektionsmittelzehrung bewirken, herangezogen werden kann (siehe Kapitel 5.2.2 und 5.2.3). Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des online gemessenen SAK_{254} (unter Einbeziehung der Wassertemperatur) die Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung der toxischen Auswirkungen der Desinfektionsmaßnahmen beitragen. Die Steuerung der eingesetzten Desinfektionsmitteldosis bietet gegenüber einer Regelungsstrategie den Vorteil, dass die Dosis ohne eine zeitliche Verzögerung unmittelbar an die aktuelle Wassercharakteristik angepasst werden kann.

Weitere Betriebsempfehlungen

Umfasst das Behandlungsziel auch die Elimination anthropogener Spurenstoffe, so haben die Ergebnisse in Übereinstimmung mit weiteren, umfassenderen Studien (u. a.: Snyder et al., 2007, Lee und von Gunten, 2010) gezeigt, dass eine maßgebende Elimination eines breiten Spektrums anthropogener Spurenstoffe nur durch die Ozonung erreicht wurde. Bisher nicht abschließend geklärt sind jedoch das Umweltverhalten und die Toxizität möglicher gebildeter Transformationsprodukte (Miehe, 2011). Außer nach der Ozonung, wurden die für die Spurenstoffe Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Diclofenac vorgeschlagenen UQN von 0,5 $\mu\text{g/L}$, 0,1 $\mu\text{g/L}$ und 0,1 $\mu\text{g/L}$ (UQN-RL, 2008) in den meisten untersuchten Proben nach erfolgter Desinfektion überschritten.

Da die hydraulischen Eigenschaften des Kontaktbeckens den Desinfektionserfolg bei allen eingesetzten Desinfektionsverfahren maßgeblich beeinflussen,

sollte das Kontaktbecken eine Geometrie aufweisen, die im Idealfall eine Pfropfenströmung gewährleistet (siehe Kapitel 2.1.3 und 4.3.1). Die Strömungseigenschaften können mittels eines Tracertests oder mittels numerischer Simulation überprüft werden.

Eine Korrosion der metallischen Leitungen und Werkstoffe kann zu Schäden am Wasserverteilungssystem führen. Eine Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch die Desinfektion kann eine Korrosion begünstigen. Zu den Einflussparametern zählen nach DIN EN 12 502 (2005) unter anderem die Wassertemperatur, der Gehalt des Wassers an Chlorid-Ionen, der pH-Wert und das Redoxpotential. Der pH-Wert des Wassers blieb nahezu unbeeinflusst durch die Desinfektionsmaßnahmen, ebenso wie die Wassertemperatur. Nach der Dosierung von Chlordioxid wurde ein geringfügiger Anstieg (weniger als 2 %) der Leitfähigkeit nachgewiesen. Als Folge des Einsatzes der oxidativ wirksamen Desinfektionsmittel wurde eine deutliche Erhöhung des Redoxpotentials im behandelten Wasser gemessen. Es ist daher mit einer erhöhten Korrosivität des behandelten Wassers zu rechnen, vor allem wenn die Aufrechterhaltung einer Desinfektionskapazität vorgesehen wird. Bei der Auswahl der verwendeten Leitungsmaterialien und Werkstoffe, die mit dem behandelten Wasser in Berührung kommen, ist dies zu berücksichtigen.

6. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Verbesserung der hygienischen Wasserqualität im Ablauf kommunaler Kläranlagen zum Schutz vor Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden, kann prinzipiell mittels aller vier untersuchter Desinfektionsverfahren erreicht werden. Die untersuchten Desinfektionsverfahren mit vorhergehender biologischer Abwasserbehandlung erzeugten – je nach Dosis der Desinfektionsmittel – einen Ablauf, der unbedenklich auch in sensible Oberflächengewässer eingeleitet werden kann beziehungsweise für verschiedene Wiederverwendungszwecke geeignet ist.

Wenngleich chemisch unterstützte mechanische Abwasserbehandlungsverfahren zum Teil erfolgreich vor einer Ableitung des behandelten Abwassers in Oberflächengewässer eingesetzt werden (Plum et al., 1998, Odegaard, 1998, Harleman und Murcott, 2001), wird auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse mindestens eine mechanisch-biologische Abwasserbehandlung vor der Desinfektion und vor allem vor einer beabsichtigten Wasserwiederverwendung, bei der eine mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers über einen längeren Zeitraum erforderlich ist, empfohlen. Während der Versuchsphase I bestand das Behandlungsverfahren in einer chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlungsstufe. Nach anfänglich guter Reinigungsleistung konnte der Anlagenbetrieb aufgrund massiver Biofilmbildung nicht über einen längeren Zeitraum stabil aufrechterhalten werden (siehe Kapitel 5.1.1). Eine Eignung des entsprechend behandelten Wassers zur Wasserwiederverwendung wurde demzufolge ausgeschlossen. Grundsätzlich zeigen die Ergebnisse dieser und weiterer Untersuchungen (Emerick et al., 1999, Paraskeva und Graham, 2002, Alcalde, 2007, Winward et al., 2008), dass eine weitergehende Entfernung organischer Substanzen und partikulärer Wasserinhaltsstoffe den Desinfektionsprozess begünstigen. Die eingesetzte Desinfektionsmitteldosis kann in der Regel verringert werden (siehe Abbildung 41 und Abbildung 48) und der Tailingeffekt fällt weniger ausgeprägt aus (Bischoff et al., 2013), was in der Regel auch mit einer Verringerung der Bildung von DNP verbunden ist (siehe Abbildung 44 und Abbildung 51).

Die Konzentration der analysierten Indikatororganismen konnte mit jedem der vier Desinfektionsverfahren, je nach eingesetzter Dosis und vorhergehendem Behandlungsverfahren, bis unter die Bestimmungsgrenze (< 1 MPN/100 mL bzw. < 1 PFU/mL) verringert werden. Neben Indikatororganismen für bakterielle Krankheitserreger wurden auch somatische Coliphagen als Indikatororganismen für virale Krankheitserreger analysiert. Bei gleicher Dosis wurde bei

allen untersuchten Desinfektionsverfahren jeweils eine höhere Desinfektionswirkung gegenüber den Indikatororganismen für bakterielle Krankheitserreger als gegenüber den Indikatororganismen für virale Krankheitserreger erzielt (Abbildung 35, Abbildung 42, Abbildung 49 und Abbildung 54). Virale und parasitäre Krankheitserreger zeigen häufig eine größere Umweltstabilität sowie eine deutlich niedrigere Infektionsdosis als bakterielle Krankheitserreger (WHO, 2011) und stellen daher ein besonderes Infektionsrisiko für die Wassernutzer dar. Die vorliegenden Ergebnisse sowie die Resultate weiterer Studien (Francy et al., 2012, O'Toole et al., 2012, Forslund et al., 2012) unterstreichen die Notwendigkeit eines erweiterten Indikatorkonzepts, welches die mangelnde Korrelation zwischen dem Gehalt von *E. coli* und der Konzentration viraler und parasitärer Krankheitserreger berücksichtigt. Verschiedene Untersuchungen (Sobsey et al., 1995, Contreras-Coll et al., 2002, Ottoson et al., 2006) weisen auf eine Eignung von somatischen Coliphagen als Indikatororganismen und Modellorganismen für virale Krankheitserreger hin. Für die hygienische Bewertung von behandeltem Abwasser nach einer Desinfektion besteht noch Forschungsbedarf, um im Rahmen einer umfassenden Risikoanalyse geeignete Indikatoren zu identifizieren, die Aufschluss auf ein Infektionsrisiko bei der weiteren Wassernutzung mit parasitären Krankheitserregern geben können.

In den Abläufen aller Desinfektionsanlagen, in denen keine oder zu geringe Konzentrationen an Restdesinfektionsmitteln im Wasser nachweisbar waren, konnte während einer anschließenden Stagnationszeit ein Anstieg der Konzentration heterotropher kultivierbarer Mikroorganismen beobachtet werden. Nach 14-tägiger Stagnation lag die Konzentration in den mit chemischen Desinfektionsmitteln behandelten Proben, bei denen keine Restdesinfektionsmittel mehr nachweisbar waren, um mehr als 2 log₁₀-Stufen höher als in der nicht desinfizierten Probe (Abbildung 57). Die Aufrechterhaltung einer wirksamen Restdesinfektionsmittelkonzentration ist bei den in dieser Studie untersuchten Verfahren prinzipiell nur nach der Dosierung von Chlor und Chlordioxid möglich. Weiterhin wurde im Laufe der Stagnationsphase ein Wiederanstieg der Konzentration fakultativ pathogener Mikroorganismen *P. aeruginosa* in Proben, die mit Ozon und mit UV-Strahlung (mit niedriger Dosis) desinfiziert wurden, nachgewiesen. Dieser Wiederanstieg, nachdem die Messwerte zwischenzeitlich unter der Bestimmungsgrenze lagen, kann ein Hinweis darauf sein, dass diese Bakterien vorübergehend in einem lebensfähigen, aber nicht kultivbaren (viable but non-culturable - VBNC) Zustand vorlagen, aus dem sie sich nach einigen Tagen wieder reaktivieren konnten und ihre Vermehrungsfähigkeit zurückerlangten. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sowie die weiterer Autoren (Zhang und DiGiano, 2002, Jjemba et al., 2010b) zeigen,

dass die Abwesenheit klassischer Fäkalindikatoren (*E. coli*) eine Anwesenheit (fakultativ) pathogener Mikroorganismen, suspendiert im Wasser oder im Biofilm, nicht ausschließt. Daraus lässt sich zum einen die Notwendigkeit ableiten, in Wasserwiederverwendungssystemen neben den klassischen Fäkalindikatoren auch Indikatoren, die die Anwesenheit opportunistischer Krankheitserreger anzeigen, zu überwachen. Zum anderen ist, vor allem für die Ozonung, zu empfehlen, dass dem durch die Desinfektionsmitteldosierung bewirktem Anstieg der Konzentration organisch verfügbarer Substanzen durch eine anschließende Biofiltration/Sandfiltration entgegengewirkt wird. Hamsch (2009) empfiehlt das Wiederverkeimungspotential generell durch eine Verringerung der Konzentration des mikrobiell leicht verfügbaren Kohlenstoffs während der Trinkwasseraufbereitung zu verringern, sodass es auch bei fehlenden Restdesinfektionsmittelgehalten im behandelten Wasser nicht zu einer Wiederverkeimung kommt. Die Übertragbarkeit dieser Empfehlungen aus dem Trinkwasserbereich (van der Kooij et al., 1982, Dukan et al., 1996, Volk und LeChevallier, 2000, Escobar und Randall, 2000, Page und Dillon, 2007, Weinrich et al., 2009) für die Wasserwiederverwendung sowie die Erarbeitung praktikabler Umsetzungsmaßnahmen zur Erreichung einer mikrobiologischen Stabilität (unter Berücksichtigung des Biofilms) sollte in zukünftigen Forschungsvorhaben weiter untersucht werden. Die zu erwartende Weiterentwicklung der molekularbiologischen Analysemethoden, kann diese zu einem geeigneten Instrument zur gesicherten Identifizierung von VBNC-Organismen in Wasserwiederverwendungssystemen machen.

In allen Abläufen der chemischen Desinfektionsanlagen wurde die Bildung von jeweils unterschiedlichen Desinfektionsnebenprodukten nachgewiesen (Kapitel 5.2.1 bis 5.2.3). Gleichzeitig zeigten diese Abläufe eine Erhöhung der Toxizität, gemessen als Hemmwirkung, die sie auf die Lichtemission der Bakterien *V. fischeri* ausübten. Das mit UV-Strahlung behandelte Wasser zeigte in den acht untersuchten Proben keine Erhöhung der Toxizität. Am stärksten ausgeprägt war die Toxizitätserhöhung nach der Chloreelektrolyse (siehe Abbildung 59), gefolgt vom Ablauf der Ozonungsanlage. Nach der Dosierung von Chlordioxid erhöhte sich die Toxizität nur in einem geringen Anteil der analysierten Proben. Die Toxizitätserhöhung im Ablauf der Desinfektionsanlagen kann sowohl durch die Toxizität der entstandenen DNP und Transformationsprodukte als auch durch die Toxizität der Restdesinfektionsmittel (bei Chlorung und Chlordioxiddosierung) verursacht sein. Tendenziell wies der Ablauf des Belebtschlammverfahrens (Phase II) eine höhere Toxizität auf als der Ablauf des Belebtschlammverfahrens mit anschließender Mikrosiebung (Phase IIIa). Die Abläufe des Belebtschlammverfahrens mit anschließender Sandfiltration

(Phase IIIb) wiesen insgesamt die geringste Toxizität auf. Gleiches ließ sich auch bei den Abläufen der diesen Phasen nachgeschalteten Desinfektionsanlagen beobachten (siehe Anhang 13). Die Ergebnisse dieser sowie weiterer Studien (Bahr et al., 2007, Abegglen et al., 2009, Zimmermann et al., 2011, Magdeburg et al., 2012) weisen darauf hin, dass eine nachgeschaltete Sandfiltration nach der Desinfektion, neben der Verringerung des Wiederverkeimungspotentials (durch die Verringerung der Konzentration organisch verfügbarer Substanzen), auch positive Effekte auf die Toxizität des behandelten Wassers haben kann.

Bedeutende Auswirkungen auf weitere Wasserinhaltsstoffe konnten vor allem bei der Ozonung von behandeltem Abwasser nachgewiesen werden. Hier zeigte sich, dass die Konzentrationen der Mehrzahl der untersuchten anthropogener Spurenstoffe um mehr als 80 % verringert wurden. Diese Ergebnisse werden bestätigt durch umfassendere Studien (Ternes et al., 2003, 2006, Snyder et al., 2007, Nakada et al., 2007, Hollender et al., 2009, Abegglen et al., 2009, Lee und von Gunten, 2010, Pisarenko et al., 2012). Die Chlordioxid dosierung konnte lediglich für zwei und die Chlorelektrolyse nur für eines der untersuchten anthropogenen Spurenstoffe Konzentrationsverringerungen um mehr als 80 % erzielen. Diese Ergebnisse bestätigen Untersuchungen von Snyder et al. (2007), die berichten, dass die Reaktivität von ClO_2 zur Oxidation anthropogener Spurenstoffe zwischen der von Ozon und freiem Chlor liegt. Bei einer UV-Bestrahlung mit einer Dosis von $\leq 400 \text{ J/m}^2$ sind übereinstimmend mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit nur geringfügige Auswirkungen auf die Konzentration anthropogener Spurenstoffe zu erwarten (Snyder et al., 2007) (Abbildung 60). Die Untersuchungen im Zu- und Ablauf der Desinfektionsverfahren mit oxidativ wirksamen Substanzen (Chlor, Chlordioxid und Ozon), hinsichtlich einer Konzentrationsveränderung der organischen Wasserinhaltsstoffe, ergaben für die Chlorelektrolyse und die Chlordioxid dosierung nur geringfügige Konzentrationsverringerungen. Die Ozonung hingegen führte zu einer deutlichen Verringerung der Summenparameter CSB und SAK_{254} bei etwa gleichbleibender DOC-Konzentration. Diese Veränderung im Verhältnis der organischen Summenparameter untereinander, wie sie auch in Studien von Drewes (1997), Schumacher (2006), Abegglen et al. (2009) und Gerrity et al. (2012) festgestellt wurden, zeigt, dass die organischen Substanzen durch die Ozonung nicht mineralisiert werden, sondern sich ihre Zusammensetzung verändert. Diese Veränderung lässt sich laut Bahr et al. (2007) als eine Strukturwandlung der organischen Matrix hin zu kleineren, polareren und weniger aromatischen Verbindungen beschreiben, was zu einer leichteren Abbaubarkeit der Organik durch Mikroorganismen führt.

Durch die Ergänzung der Abwasserbehandlung um eine weitere Verfahrensstufe erhöhen sich sowohl die Kapital- und Betriebskosten als auch der Energiebedarf der Abwasserbehandlungsanlage. Die jeweilige Erhöhung kann für die einzelnen Desinfektionsverfahren stark variieren und ist an die spezifischen Randbedingungen wie Anlagengröße, Abwassercharakteristik, Behandlungsziele, gesetzliche Vorgaben, geografische Lage der Anlage, Energiequelle sowie Anlagenauslegung und -auslastung gebunden. Die spezifischen Gesamtkosten der betrachteten Desinfektionsverfahren liegen, basierend auf Literaturdaten, zwischen 0,02 und 0,13 €/m³ behandelten Wassers. Die UV-Bestrahlung ist hierbei das kostengünstigste und die Chlordioxid dosierung das kostenintensivste Verfahren (Tabelle 12). Der elektrische Energiebedarf erhöht sich, innerhalb der Systemgrenze Abwasserbehandlungsanlage, um 0,001 bis 0,4 kWh/m³ behandelten Wassers. Die Chlordioxid dosierung verursacht den geringsten und die Ozonung den höchsten Energiebedarf (Tabelle 12). Die Vergleichbarkeit der Energiebedarfsdaten der vier verschiedenen Desinfektionsverfahren ist durch die Setzung der engen Systemgrenze insofern eingeschränkt, als dass Desinfektionsverfahren, die einen hohen Energiebedarf haben, der außerhalb der Systemgrenze entsteht (Chlordioxid- und Ozonungsverfahren), bei dieser Betrachtung energieeffizienter erscheinen als bei einer ökobilanziellen Betrachtung. Für umfassendere Untersuchungen, die sowohl den Primärenergiebedarf als auch die Emissionen von Treibhausgasen berücksichtigen, wird auf Life-Cycle-Analysen (LCA) und Ökobilanzen verwiesen (beispielsweise Hoibye et al., 2008, de Haas et al., 2008, Siegrist et al., 2010).

Die vorliegenden Ergebnisse weisen in Übereinstimmung mit den Ergebnissen weiterer Autoren (Van der Walt, 2002, Porter et al., 2007) darauf hin, dass eine Optimierung der hydraulischen Bedingungen, dahingehend, dass im Desinfektionskontaktbecken Strömungsverhältnisse gewährleistet sind, die annähernd einer Pfropfenströmung entsprechen, sich positiv auf den Desinfektionserfolg auswirken. Weiterhin konnte anhand der vorliegenden Ergebnisse eine Strategie zur Steuerung von Anlagen für die Desinfektion behandelten Abwassers abgeleitet werden. Der spektrale Schwächungskoeffizient (SSK_{254}) hat sich für die UV-Desinfektion als Kennwert (siehe DVGW W 294-1, 2006a) und Online-Steuerparameter für die Einstellung einer bestimmten UV-Dosis bewährt. Es konnte gezeigt werden, dass der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK_{254}) für die drei untersuchten chemischen Desinfektionsverfahren als Summenparameter für die organischen Abwasserinhaltsstoffe, die eine maßgebliche Desinfektionsmittelzehrung bewirken, herangezogen werden kann (siehe Kapitel 5.2.2 und 5.2.3). Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des online gemessenen SAK_{254} (unter Einbeziehung der Wassertemperatur) die aktuell erforderliche

Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung der toxischen Auswirkungen der Desinfektionsmaßnahmen beitragen. Die Steuerung der eingesetzten Desinfektionsmitteldosis bietet gegenüber einer Regelungsstrategie den Vorteil, dass die Dosis ohne eine zeitliche Verzögerung unmittelbar an die aktuelle Wassercharakteristik angepasst werden kann.

Die zunehmende Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in der (aquatischen) Umwelt wird seit einiger Zeit beobachtet und wird als Herausforderung der kommenden Jahrzehnte betrachtet (Kümmerer, 2009, Knapp et al., 2010, Egglestone et al., 2010). Schwartz und Kohnen (2007) stellten fest, dass Abwässer aus Kliniken, kommunalen Kläranlagen und Abwässer der Mast- und Lebensmittelbetriebe als primäre anthropogene Quellen hierfür angesehen werden können. Aktuelle Forschungsprojekte beschäftigen sich mit der Analyse und der Quantifizierung des Eintrags von Antibiotika-resistenten Bakterien in den Wasserkreislauf aus unterschiedlichen Quellen (Track, 2012). Die Auswirkungen der Desinfektion auf den Anteil multiresistenter Keime im behandelten Abwasser wurde bislang noch wenig untersucht. Huang et al. (2011) stellten fest, dass die Reaktivierung und die Wiederverkeimung antibiotikaresistenter Bakterien in Abläufen kommunaler Kläranlagen nach einer Chlorung ein potentiell Gesundheitsrisiko darstellt. Es besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich des Verhaltens antibiotikaresistenter Bakterien nach unterschiedlichen Desinfektionsverfahren in behandeltem Abwasser unter Berücksichtigung einer Wiederverkeimung und der Reaktivierung subletal geschädigter Mikroorganismen.

Im Zusammenhang mit möglichen Eintragspfaden von Krankheitserregern in Oberflächengewässer müssen als Punktquellen neben Kläranlagenabläufen auch Mischwasserentlastungen berücksichtigt werden. Durch Entlastungsereignisse können in kurzer Zeit hohe Frachten pathogener Mikroorganismen in das aufnehmende Gewässer gelangen (Atherholt et al. 1998, Kistemann et al. 2002, Rodriguez et al., 2012). Im aufnehmenden Gewässer kann die Jahresfracht von Bakterien und Parasiten aus Mischwasserentlastungen die aus Kläranlagenabläufen um ein Vielfaches übertreffen (MUNLV NRW, 2011). Zur Minimierung dieser Frachten können laut Untersuchungen von Waldhoff (2008) und Orb (2012) beispielsweise Retentionsbodenfilter eingesetzt werden, die eine signifikante Reduktion der Konzentration hygienerelevanter Mikroorganismen in der Mischwasserentlastung erreichen können. Für weitere effiziente und praktikable Möglichkeiten der Minimierung von Krankheitserregern in Mischwasserentlastungen besteht weiterer Forschungsbedarf.

Als weiterführende technologische Entwicklung auf dem Gebiet der Desinfektion von behandeltem Abwasser ist die UV-LED³⁰ als energieeffiziente Alternative zu Quecksilberdampfstrahlern zu nennen. Würtele et al. (2011) und Nelson et al. (2013) wiesen die Desinfektionswirksamkeit von UV-LEDs, die eine Strahlung im Bereich von 200 bis 290 nm emittieren, nach. Für großtechnische Anwendungen zur Wasserdesinfektion wird jedoch noch weiterer Forschungsbedarf zur Optimierung der UV-LEDs gesehen (Würtele et al., 2011, Nelson et al., 2013). Die Kombination verschiedener Desinfektionsverfahren kann zu positiven Synergieeffekten führen (Wang et al., 2012) und sollte weiter erforscht werden.

³⁰ LED – light emitting diode (Leuchtdiode)

7. Zusammenfassung

Die Vielzahl und Vielfalt hygienisch relevanter Mikroorganismen, die selbst nach einer biologischen Reinigung im behandelten Abwasser vorhanden sind, erfordert eine adäquate weitergehende Behandlung des Abwassers vor dessen Einleitung in sensible Oberflächengewässer und insbesondere vor einer Wasserwiederverwendung. Die Inaktivierung pathogener Mikroorganismen durch die Desinfektion behandelten Abwassers ist hierbei ein entscheidender Prozess zum Schutz vor Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden. Einführend wurden in dieser Arbeit die Grundlagen der Desinfektion von behandeltem Abwasser und der Stand des Wissens anhand einer Literaturrecherche dargestellt. Anschließend wurden, mit Hilfe großtechnischer Versuchsanlagen, verschiedene Desinfektionsverfahren unter hygienischen, ökologischen und betrieblichen Gesichtspunkten untersucht. Neben der Dosierung von on-site hergestelltem Chlorgas wurden die Chlordioxid dosierung, die Ozonung und die UV-Strahlung als Desinfektionsverfahren, die momentan außer der Chlorung am häufigsten zur Desinfektion von behandeltem Abwasser angewendet werden, für die Untersuchungen ausgewählt. Diese unterschiedlichen Desinfektionsverfahren wurden parallel und unter identischen Versuchsbedingungen mit behandeltem Abwasser einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage betrieben und analysiert. Während der verschiedenen Versuchsphasen wurden unterschiedliche Abwasserbehandlungsverfahren vor den nachgeschalteten Desinfektionsstufen untersucht.

Es konnte gezeigt werden, dass die Desinfektionsverfahren mit vorhergehender biologischer Abwasserbehandlung einen Ablauf erzeugten, welcher die allgemein gültigen mikrobiologischen Grenzwerte, die für Einleitungen in sensible Oberflächengewässer und für verschiedene Wasserwiederverwendungszwecke gelten (in der Regel *E. coli*-Grenzwerte), einhält. Bei Untersuchungen der Desinfektionswirkung gegenüber weiteren Indikatororganismen zeigte sich bei allen untersuchten Desinfektionsverfahren jeweils eine höhere Desinfektionswirkung gegenüber den Indikatororganismen für bakterielle Krankheitserreger als gegenüber den Indikatororganismen für virale Krankheitserreger. Die Vorreinigung des Abwassers hatte einen entscheidenden Einfluss auf den Desinfektionserfolg. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse wird mindestens eine mechanisch-biologische Abwasserbehandlung vor der Desinfektion und vor allem vor einer beabsichtigten Wasserwiederverwendung empfohlen. Eine weitergehende Abwasserbehandlung erwies sich im Hinblick auf eine Minimierung negativer Umweltauswirkungen des anschließenden Desinfektionsprozesses als zielführend. In den Abläufen aller Desinfektionsanlagen, in

denen keine oder zu geringe Konzentrationen an Restdesinfektionsmitteln im Wasser nachweisbar waren, konnte bereits nach eintägiger Stagnation des behandelten Wassers ein Anstieg der Konzentration heterotropher Mikroorganismen beobachtet werden. Im weiteren Verlauf der Stagnationszeit lag die Konzentration in den mit chemischen Desinfektionsmitteln behandelten Proben, bei denen keine Restdesinfektionsmittel mehr nachweisbar waren, um mehr als 2 log₁₀-Stufen höher als in der nicht desinfizierten Probe. Ein bedeutender Wiederanstieg der Konzentration der Indikatororganismen *E. coli* wurde nach keinem der eingesetzten Desinfektionsverfahren festgestellt. Jedoch wurde in Abwesenheit von *E. coli* die Anwesenheit fakultativ pathogener Mikroorganismen in den mit Ozon und UV-Strahlung (mit niedriger Dosis) desinfizierten Proben nachgewiesen. Die Vermehrung dieser fakultativ pathogenen Mikroorganismen stellt ein potentielles Gesundheitsrisiko für Wassernutzer dar.

In allen Abläufen der Desinfektionsanlagen, außer nach der UV-Bestrahlung, konnte die Bildung jeweils unterschiedlicher Desinfektionsnebenprodukte nachgewiesen werden. Gleichzeitig zeigten diese Abläufe unterschiedliche Erhöhungen der Toxizität. Am stärksten ausgeprägt war die Toxizitätserhöhung nach der Chloreelektrolyse, gefolgt vom Ablauf der Ozonungsanlage. Nach der Dosierung von Chlordioxid erhöhte sich die Toxizität nur in einem geringen Anteil der analysierten Proben. Die Ergebnisse dieser sowie weiterer Studien weisen darauf hin, dass eine nachgeschaltete Sandfiltration nach der Desinfektion, neben der Verringerung des Wiederverkeimungspotentials, auch positive Effekte auf die Toxizität des behandelten Wassers haben kann. Eine gleichzeitige weitgehende Elimination eines breiten Spektrums anthropogener Spurenstoffe während der Desinfektion behandelten Abwassers konnte nur mittels Ozon erreicht werden.

Die Erweiterung der Abwasserbehandlungsanlage um eine weitere Verfahrensstufe hat eine Erhöhung sowohl der Kapital- und Betriebskosten als auch des Energiebedarfs zur Folge. Die spezifischen Gesamtkosten der betrachteten Desinfektionsverfahren liegen zwischen 0,02 und 0,13 €/m³ behandelten Wassers. Die UV-Bestrahlung ist hierbei das kostengünstigste und die Chlordioxiddosierung das kostenintensivste Verfahren. Der elektrische Energiebedarf erhöht sich, innerhalb der Systemgrenze Abwasserbehandlungsanlage, um 0,001 bis 0,4 kWh/m³ behandelten Wassers. Die Chlordioxiddosierung verursacht den geringsten und die Ozonung den höchsten Energiebedarf. Die vorliegenden Ergebnisse weisen darauf hin, dass eine Optimierung der hydraulischen Bedingungen, dahingehend, dass im Desinfektionskontaktbecken eine annähernde Pfropfenströmung gewährleistet ist, sich positiv auf den Desinfek-

tionserfolg auswirkt. Weiterhin konnte anhand der vorliegenden Ergebnisse eine Strategie zur Steuerung von Anlagen zur Desinfektion behandelten Abwassers abgeleitet werden. Es konnte gezeigt werden, dass der online gemessene spektrale Absorptionskoeffizient (SAK_{254}) zur Anlagensteuerung der untersuchten chemischen Desinfektionsverfahren herangezogen werden kann. Eine Anlagensteuerung, die in Abhängigkeit des SAK_{254} (unter Einbeziehung der Wassertemperatur) die aktuell erforderliche Desinfektionsmitteldosis einstellt, kann sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung der toxischen Auswirkungen der Desinfektionsmaßnahme beitragen.



8.Literatur

- Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, Z. U., S., Koch, S., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Bocker, S., Moser, R. und Rensch, D. (2009) Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eawag aquatic research, Dübendorf, Schweiz.
- Abegglen, C., Beier, S., Pinnekamp, J., Mauer, C. und Siegrist, H. (2011) Mikroverunreinigungen. Energieverbrauch und Kosten weitergehender Verfahren auf kommunalen ARA. Gas Wasser Abwasser, Vol. 7, 479-486.
- Absi, F., Gamache, F., Gehr, R., Liechti, P. und Nicell, J. (1993) Pilot plant investigation of ozone disinfection of a physicochemically treated municipal wastewater. Proceedings of the 11th World Ozone Congress, September 1993, San Francisco, USA.
- Abu-ghararah, Z. (1994) Effect of temperature on the kinetics of wastewater disinfection using ultraviolet radiation. Journal of Environmental Science and Health, Vol. 9, 171-186.
- AbwAG – Abwasserabgabengesetz (2005) Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 18. Januar 2005, Bundesgesetzblatt Nr. 5, 114-119.
- AbwV – Abwasserverordnung (2004) Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 17. Juni 2004, Bundesgesetzblatt Nr. 28, 1108-1184.
- Adefioye, O. A., Efunshile, A. M, Ojurongbe, O., Akindele, A. A, Adewuyi, I. K, Bolaji, O. S, Adedokun, S. A und Adeyeba, A. O (2011) Intestinal Helminthiasis among School Children in Ilie, Osun State, Southwest, Nigeria. Sierra Leone Journal of Biomedical Research Vol. 3(1), 36-42.
- Alcalde, L., Folch, M., Tapias, J. C., Huertas, E., Torrens, A. und Salgot, M. (2007) Wastewater reclamation systems in small communities. Water Science and Technology, Vol. 55(7), 149–154.
- Alcalde, L., Folch, M. und Tapias, J. C. (2012) Removal and relationships of microbial indicators in a water treatment and reclamation facility. Journal of water and Health, Vol. 10(4), 549-556.
- Alcamo, J., Moreno, J. M., Nováky, B., Bindi, M., Corobov, R., Devoy, R. J. N., Giannakopoulos, C., Martin, E., Olesen, J. E. und Shvidenko A. (2007) Eu-

-
- rope. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, Großbritannien.
- Alouini, Z. und Jemli, M. (2001) Destruction of helminth eggs by photosensitized porphyrin. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 3, 548-551.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF) 2012 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition, Washington, D.C., USA.
- Anger, I. (2004) Flockung. In: (Luckert, K., Hrsg.) *Handbuch der mechanischen Fest-Flüssig-Trennung*. Vulkan Verlag, Essen.
- Artiola, J. F., Pepper, I. und Brusseau, M. (Hrsg.) (2004) *Environmental Monitoring and Characterization*. Academic Press, London, Großbritannien.
- Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R. und Tchobanoglous, G. (2007) *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. McGraw-Hill Professional, New York, USA.
- Ashbolt, N. J., Grabow, W. O. K. und Snozzi, M. (2001) Indicators of microbial water quality. In: (Fewtrell, L. und Bartram, J., Hrsg.) *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Risk Assessment and Management for Water-related Infectious Disease*. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Aspöck, H., Auer, H. und Walochnik, J. (2002) Parasiten und parasitäre Erkrankungen des Menschen in Mitteleuropa im Überblick. *Denisia*, Vol. 184, 33-74.
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. und Rosen, J. S. (1998) Effect of rainfall on Giardia and Crypto. *Journal American Water Works Association*, Vol. 90(9), 66-80.
- ATV - Abwassertechnische Vereinigung e.V. (1998) *ATV-M 205 - Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser*. GFA e. V., Hennef.
- Bahr, C., Ernst, M. und Jekel, M. (2007) *Pilotox - Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion*. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 5, Berlin.

-
- Baldry, M. G. C., French, M. S. und Slater, D. (1991) The Activity of Peracetic Acid on Sewage Indicator Bacteria and Viruses. *Water Science and Technology*, Vol. 24(2), 353-357.
- Banduch, I. (2011) Die Wirkung von Ultraschall auf die mikrobiologische Diversität und Abbauleistung eines biologischen Reaktors zur Abwasserreinigung. Dissertation. Technischen Universität Hamburg-Harburg.
- Bandy, J. C. (2009) Innovative treatment technologies for reclaimed water. Dissertation. Department of Civil and Environmental Engineering, Duke University, Durham, USA.
- Banihashemi, A., Van Dyke, M. I. und Huck, P. M. (2012) Long-amplicon propidium monoazide-PCR enumeration assay to detect viable *Campylobacter* and *Salmonella*. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 113(4), 863-873.
- Barbeau, B., Desjardins, R., Mysore, C. und Prevost, M. (2005) Impacts of Water Quality on Chlorine and Chlorine Dioxide Efficacy in Natural Waters. *Water Research*, Vol. 39(10), 2024-2033.
- Barjenbruch, M. (2007) Verfahren zur Abwasserfiltration – Grundlagen, Auslegung und Betriebserfahrungen. *Chemie Ingenieur Technik*, Vol. 79(119), 1861-1870.
- Barrell, R. A. E., Hunter, P. R. und Nichols, G. (2000) Microbiological standards for water and their relationship to health risk. *Communicable Disease and Public Health*, Vol. 3, 8-13.
- Batté, B., Appenzeller, B.M.R., Grandjean, D., Fass, S., Gauthier, V., Jorand, F., Mathieu, L., Boualam, M., Saby, S. und Block J.C. (2003) Biofilms in Drinking Water Distribution Systems. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, Vol. 2(2-4), 147-168.
- Bendinger, B und Benölken, J. K. (2011) Different patterns of colonization and survival after disinfection of *Pseudomonas aeruginosa* and *Legionella pneumophila* in biofilms in drinking water installations. Tagungsband: How dead is dead II, Juni 2011, Universität Tübingen.
- Berg, G., Clark, R. M., Berman, D. und Chang S. L. (1967) Aberration in survival curves. In: *Transmission of viruses by the water route*, Interscience Publishers, New York, USA.
- Berg, J. D., Matin, A. und Roberts, P. V. (1982) Effect of antecedent growth conditions on sensitivity of *Escherichia coli* to chlorine dioxide. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 44, 814-819.

-
- Berman, D., Rice, E. W. und Hoff, J. C. (1988) Inactivation of Particle-Associated Coliforms by Chlorine and Monochloramine. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 54(2), 507-512.
- Bernhardt, H. (1994) Untersuchungen zur Sicherheit des technischen Einsatzes von UV-Strahlen zur Trinkwasserdesinfektion. BMBF-Abschlussbericht. Arbeitsgemeinschaft Trinkwasser Talsperren, Wuppertal.
- BfR – Bundesinstitut für Risikoikobewertung (2011) EHEC-Ausbruch 2011: Aktualisierte Analyse und abgeleitete Handlungsempfehlungen. Stellungnahme Nr. 049/2011. <http://www.bfr.bund.de/cm/343/ehec-ausbruch-2011-aktualisierte-analyse-und-abgeleitete-handlungsempfehlungen.pdf> (zuletzt zugegriffen im März, 2013)
- Bischoff, A., Fan, J. H., Cornel, P., Wagner, M. und Ma, L. M. (2013) Disinfection of treated wastewater as an essential purification step for safe urban reuse: a comparative pilot study of UV- and ClO₂-disinfection systems for urban reuse applications in China. *Journal of Water Reuse and Desalination*, im Druck.
- Bixio, D. und Wintgens, T. (Hrsg.) (2006) Water reuse system management manual - AQUAREC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- Black and Veatch Corporation (Hrsg.) (2010) White's handbook of chlorination and alternative disinfectants. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- Blattner, F. R., Plunkett III, G., Bloch, C. A., Perna, N. T., Burland, V., Riley, M., Collado-Vides, J., Glasner, J. D., Rode, C. K., Mayhew, G. F., Gregor, J., Davis, N. W., Kirkpatrick, H. A., Goeden, M. A., Rose, D. J., Mau, R. und Shao, Y. (1997) The complete genome sequence of *Escherichia coli* K-12. *Science*, Vol. 277, 1453-1462.
- Blatchley, I. E. R., Gong, W. L., Rose, J. B., Huffman, D. E., Otaki, M. und Lisle, J. T. (2005) Effects of Wastewater Disinfection on Human Health. Water Environment Research Foundation. Alexandria, USA.
- Block, S.S. (Hrsg.) (2001) Disinfection, Sterilization, and Preservation. Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia, USA.
- Blumenthal, U. J., Mara, D. D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. und Stott, R. (2000) Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, Vol. 78 (9), 1104-1116.

- BMAS – Bundesministerium für Arbeit und Soziales (2005) Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRSG) 900 – Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe. Bundesarbeitsblatt (BArbBl.) Heft 7/2005, 68-78.
- BMAS – Bundesministerium für Arbeit und Soziales (2006) Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRSG) 900 – Arbeitsplatzgrenzwerte. Gemeinsames Ministerialblatt (GMBL), Nr. 40, 715-716.
- Bodet, C., Sahr, T., Dupuy, M., Buchrieser, C. und Hechard, Y. (2012) *Legionella pneumophila* transcriptional response to chlorine treatment. *Water Research*, Vol. 46, 808-816.
- Böhm, B., Pirchner, A. und Nothaft, P. (2007) Möglichkeiten der UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen. Kläranlagenabläufen. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.) *Wie sieht die Abwasserbehandlung der Zukunft aus? – Vierte, Fünfte, Sechste Reinigungsstufe?*, Schriftenreihe Band 190, Darmstadt.
- Bofill-Mas, S., Albinana-Gimenez, N., Clemente-Casares, P., Hundesa, A., Rodriguez-Manzano, J., Allard, A., Calvo und M. und Girones, R. (2006) Quantification and stability of human adenoviruses and polyomavirus JCPyV in wastewater matrices. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 72(12), 7894-7896.
- Bolton, J. R. und Cotton, C. A. (2008) *The Ultraviolet Disinfection Handbook*. American Water Works Association, Denver, USA.
- Botzenhart, K. (2007) Viren im Trinkwasser. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, Vol. 50, 296-301.
- Botzenhart, K. (2008) *Pseudomonas aeruginosa*. In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) *Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Botzenhart, K. und Seidel, M. (2011) *Wasservirologie*. In: Nießner, R. (Hrsg.) *Wasser - Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung*. Walter de Gruyter & Co. KG, New York/Berlin.
- Böhler, M., A. Joss, N. Miladinovic, H. Siegrist, B. Sterkele, T. Ternes, G. Fink, C. Liebi, W. Wullschläger, M. Koch und P. Wiederkehr (2009) Aktivkohledo-sierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon. Zwischenbericht. Eawag - Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf, Schweiz.

- Bunker, J.P., Frazier, H.S. und Mosteller, F. (1994) Improving health: measuring effects of medical care. *Milbank Quarterly*, Vol. 72, 225-258.
- Burns, N. L. (2010) Ozone. In: Black and Veatch Corporation (Hrsg.) *White's handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- Buth, J. M., Steen, P. O., Sueper, C., Blumentritt, D., Vikesland, P. J., Arnold, W. A. und McNeill, K. (2010) Dioxin Photoproducts of Triclosan and Its Chlorinated Derivatives in Sediment Cores. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, 4545–4551.
- Cabaj, A., Sommer, R., Pribil, W. und Haider, T. (2002) The spectral UV sensitivity of microorganismus used in biodosimetry. *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 2(3), 175 - 181.
- Cabaj, A., Chen, Ch., Haider, Th., Jimenez, B., O'Halloran, K., Hirschmann, G., Shang, Ch., Shuval, H., Sommer, R., Tiwari, S. K. und Trussell, R. R. (2012) Disinfection. In: Li, H., (Hrsg.) *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups*. International Water Association (IWA), London, Großbritannien.
- Cabaret, J., Geerts, S., Madeline, M., Ballandonne, C. und Barbier, D. (2002) The use of urban sewage sludge on pastures: the cysticercosis threat. *Veterinarian Research*, Vol. 33, 575 - 579.
- California Department of Public Health (2008) *Wastewater reclamation criteria* (California administrative code, Title 22, Division 4, Environmental Health). Berkeley, USA.
- Cantalupo, P. G., Calgua, B., Zhao, G., Hundes, A., Wier, A. D., Katz, J. P. und Grabe, M. (2011) Raw Sewage Harbors Diverse Viral Populations. *mBio*, Vol. 2(5), 1-11.
- Roger W. Hendrix,^a Rosina Girones,^b David Wang,^c and James M. Pipasa
- Capizzi-Banas, S., Deloge, M., Remy, M. und Schwartzbrod, J. (2004) Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination - *Ascaris* eggs as model. *Water Research*, Vol. 38, 3251 - 3258.
- Carducci, A., Battistini, R., Rovini, E. und Verani, M. (2009) Viral Removal by Wastewater Treatment: Monitoring of Indicators and Pathogens. *Food and Environmental Virology*, Vol. 1(2), 85-91.

-
- Carlson, S. und Seidel, M. (2010) Mikrobiologie des Wassers. In: Nießner, R. (Hrsg.) Wasser - Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. Walter de Gruyter & Co. KG, New York/Berlin.
- Carr, R. (2005) WHO guidelines for safe wastewater use - more than just numbers. *Irrigation and Drainage*, Vol. 54, 103-111.
- Casteel, M. J., Sobsey, M. D. und Arrowood, M. J. (2000) Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and other microbes in water and wastewater by electrochemically generated mixed oxidants. *Water Science and Technology*, Vol. 41(7), 127-134.
- Castro-Hermida, J. A., Garcia-Presedo, I., Almeida, A., Gonzalez-Warleta, M., Correia Da Costa, J. M. und Mezo, M. (2008) Contribution of treated wastewater to the contamination of recreational river areas with *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis*. *Water Research*, Vol. 42, 3528 - 3538.
- CDC - Centers for Disease Control and Prevention (2011) Surveillance for Waterborne Disease Outbreaks and other Health Events Associated with Recreational Water. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, Vol. 60(12), 2-36.
- Charles, K. J., Shore, J., Sellwood, J., Laverick, M., Hart, A. und Pedley, S. (2009) Assessment of the stability of human viruses and coliphage in groundwater by PCR and infectivity methods. *Journal of Applied Microbiology*, Vol. 106, 1827-1837.
- Chavez, A., Jimenez, B. und Maya, C. (2004) Particle size distribution as a useful tool for microbial detection. *Water Science and Technology*, Vol. 50(2), 179-186.
- Chick, H. (1908) An Investigation of the Laws of Disinfection. *The Journal of Hygiene* Vol. 8(1), 92-158.
- Cho, M., Chung, H. und Yoon, J. (2003) Disinfection of Water Containing Natural Organic Matter by Using Ozone-Initiated Radical Reactions. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 69(4), 2284-2291.
- Cho, M., Kim, J., Kim, J. Y., Yoon, J. und Kim, J.-H. (2010) Mechanisms of *Escherichia coli* inactivation by several disinfectants. *Water Research*, Vol. 44, 3410 - 3418.
- Chrobok, K. (2003) Desinfektionsverfahren in der Schwimmbeckenwasseraufbereitung unter besonderer Berücksichtigung des Elektrochemischen-Aktivierungsverfahrens zwecks Verbesserung der Beckenwasserqualität. Dissertation. Universität Bremen.

-
- Clancy, J. L., Hargy, T. M., Marshall, M. M. und Dyksen, J. E. (1998) UV light inactivation of *Cryptosporidium* oocysts. *Journal of the American Water Works Association*, Vol. 90(9), 92–102.
- Clarke, S. und Bettin, W. (2006) Chlorine Dioxide Disinfection in the Use of Individual Water Purification Devices. Technical Report. U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine, Edgewood, USA.
- Collins, H. F., Selleck, R. E. und White, G. C. (1971) Problems in Obtaining Adequate Sewage Disinfection. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Vol. 97(5), 549-562.
- Contreras-Coll, N., Lucena, F., Mooijman, K., Havelaar, A., Pierz, V., Boque, M., Gawler, A., Holler, C., Lambiri, M., Mirolo, G., Moreno, B., Niemi, M., Sommer, R., Valentin, B., Wiedenmann, A., Young, V. und Jofre, J. (2002) Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Reserch*, Vol. 36, 4963-4974.
- Cornel, P. und Meda, A. (2008) Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung. *GWF Wasser Abwasser*, Vol. 149(13) 28-33.
- Cornel, P. und Schaum, C. (2012) Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Deutschland. In: *Wiener Mitteilungen*, Band 226, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien, Österreich.
- Cosgrove, W. & Rijsberman F. (2000) *World water vision: Making water everybody's business*, Earthscan: London, Großbritannien.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. und Tchobanoglous, G. (2012) *Water Treatment: Principles and Design*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Curtis, T. (2003) Bacterial pathogen removal in wastewater treatment plants. In: Mara, D. und Horan, N. J. (Hrsg.) *Handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press London, Großbritannien.
- Cypionka, H. (2010) *Grundlagen der Mikrobiologie*. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Darby, J., Heath, M., Jacangelo, J., Loge, F., Swaim, P. und Tchobanoglous, G. (1995) Comparison of UV Irradiation to Chlorination: Guidance for achieving optimal UV Performance. *Water Environment Research Foundation, Final Report: Project 91-WWD-1*. Pennsylvania State University, USA.

-
- Deborde, M. und von Gunten, U. (2008) Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment-Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, Vol. 42, 13 - 51.
- De Feo, G., De Gisi, S. und Galasso, M. (2012) Chemically Assisted Primary Sedimentation: A Green Chemistry Option. In: Lofrano, G. (Hrsg.) *Green Technologies for Wastewater Treatment - Energy Recovery and Emerging Compounds Removal*. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.
- De Haas, D., Foley, J. und Barr, K. (2008) Greenhouse gas inventories from WWTPs – the trade-off with nutrient removal. *Tagungsband Water Environment Federation Conference: Sustainability 2008 - Green Practices for the Water Environment*, Maryland, USA.
- Dell'Erba, A., Falsanisi, D., Liberti, L., Notarnicola, M. und Santoro, D. (2007) Disinfection by-products formation during wastewater disinfection with peracetic acid. *Desalination*, Vol. 215, 177-186.
- De Luca, G., Sacchetti, R., Zanetti, F. und Leoni, E. (2008) Comparative study on the efficiency of peracetic acid and chlorine dioxide at low doses in the disinfection of urban wastewaters. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, Vol. 15, 217–224.
- De Veer, I., Moriske, H.-J. und Ridden, H. (1994) Photochemical decomposition of organic compounds in water after UV-irradiation: investigation of positive mutagenic effects. *Toxicology Letters*, Vol. 72, 113-119.
- DGUV – Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung (1997) *Berufsgenossenschaftliche Vorschriften (BGV) D5 - Chlorung von Wasser - Unfallverhütungsvorschrift*. DGUV, Berlin.
- DGUV – Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung (2008) *Berufsgenossenschaftliche Regeln (BGR) 500 – Betreiben von Arbeitsmitteln*. DGUV, Berlin.
- Dietrich, J.P., Basagaoglu, H. Loge, F.J. und Ginn, T.R. (2003) Preliminary assessment of transport processes influencing the penetration of chlorine into wastewater particles and the subsequent inactivation of particle-associated organisms. *Water Research*, Vol. 37, 139-149.
- Dietrich, J. P., Loge, F. J., Ginn, T. R. und Basagaoglu, H. (2007) Inactivation of particle-associated microorganisms in wastewater disinfection: Modeling of ozone and chlorine reactive diffusive transport in polydispersed suspensions. *Water Research*, Vol. 41(10), 2189 - 2201.
- DIN 19643 (2012) *Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser*. Beuth Verlag, Berlin.

-
- DIN 19650 (1999) Bewässerung -Hygienische Belange von Bewässerungswasser. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38404-3 (C3) (2005) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) - Teil 3: Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38408-3 (G3) (2011) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gasförmige Bestandteile (Gruppe G) - Teil 3: Bestimmung von Ozon. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 38408-5 (G5) (1990) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gasförmige Bestandteile (Gruppe G); Bestimmung von Chlordioxid. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN 38409 (H2) (1987) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 1484 (1997) Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 1899-1 (1998) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSBn) - Teil 1: Verdünnungs- und Impffverfahren nach Zugabe von Allylthioharnstoff. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 12255-14 (2004) Kläranlagen - Teil 14: Desinfektion. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 14625 (2005) Luftqualität - Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Ozon mit Ultraviolett-Photometrie. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 14897 (2007) Anlagen zur Behandlung von Trinkwasser innerhalb von Gebäuden - Geräte mit Quecksilberdampf-Niederdruckstrahlern - Anforderungen an Ausführung, Sicherheit und Prüfung. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 27888 (1993) Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 6222 (1999) Wasserbeschaffenheit - Quantitative Bestimmung der kultivierbaren Mikroorganismen - Bestimmung der Koloniezahl durch Einimpfen in ein Nähragarmedium. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

-
- DIN EN ISO 7027 (2000) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Trübung. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 7393-2 (2000) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von freiem Chlor und Gesamtchlor - Teil 2: Kolorimetrisches Verfahren mit N,N-Diethyl-1,4-Phenylendiamin für Routinekontrollen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 7899-1 (2000) Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken - Teil 1: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren). Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 9308-1 (2001) Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien - Teil 1: Membranfiltrationsverfahren. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 9562 (H14) (2005) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung adsorbierbarer organisch gebundener Halogene (AOX). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 10301 (F4) (1997) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung leichtflüchtiger halogener Kohlenwasserstoffe - Gaschromatographische Verfahren. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 10304-1 (D20) (2009) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 10304-4 (1999) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 4: Bestimmung von Chlorat, Chlorid und Chlorit in gering belastetem Wasser. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 10523 (2012) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Werts. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 10705-2 (K17) (2002) Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Bakteriophagen - Teil 2: Zählung von somatischen Coliphagen, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN ISO 11348-3 (2009) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von Vibrio fischeri (Leuchtbakterientest) - Teil 3: Verfahren mit gefriergetrockneten Bakterien. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 15061 (2001) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelöstem Bromat - Verfahren mittels Ionenchromatographie. Beuth Verlag, Berlin.

-
- DIN EN ISO 19458 (2006) Wasserbeschaffenheit - Probenahme für mikrobiologische Untersuchungen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 16266 (2008) Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von *Pseudomonas aeruginosa* – Membranfiltrationsverfahren. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 15705 (H45) (2003) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) – Küvettentest. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- Drechsel, P., Christopher, A. S., Raschid-Sally, L., Redwood, M. und Bahri, A. (Hrsg.) (2010) Wastewater Irrigation and Health. International Water Management Institute and International Development Research Centre London, Earthscan, Großbritannien.
- Drewes, J. (1997) Untersuchungen zum Verhalten organischer Abwasserinhaltsstoffe bei der Wiederverwendung kommunaler Kläranlagenabläufe zur künstlichen Grundwasseranreicherung. Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften der TU Berlin. VDI Fortschrittsberichte, Reihe 14, Nr. 174, Berlin.
- Drewes, J. E. und Jekel, M. (1998) Behavior of DOC and AOX using advanced treated wastewater for groundwater recharge. Water Research, Vol. 32(10), 3125-3133.
- Duek, A., Arkhangelsky, E., Krush, R., Brenner, A. und Gitis V. (2012) New and conventional pore size tests in virus-removing membranes. Water Research, Vol. 46, 2505-2514.
- Dukan, S., Levi, Y., Piriou, P., Guyon, F. und Villon, P. (1996) Dynamic modeling of bacterial growth in drinking water networks. Water Research, Vol. 30, 1991-2002.
- DVGW - Deutsche Vereinigung für das Gas- und Wasserfach e. V. (1999a) DVGW Merkblatt W 625. Anlagen zur Erzeugung und Dosierung von Ozon. DVGW, Bonn.
- DVGW - Deutsche Vereinigung für das Gas- und Wasserfach e. V. (1999b) DVGW Arbeitsblatt W 270. Vermehrung von Mikroorganismen auf Werkstoffen für den Trinkwasserbereich - Prüfung und Bewertung. DVGW, Bonn.
- DVGW - Deutsche Vereinigung für das Gas- und Wasserfach e. V. (2006a) DVGW Arbeitsblatt W 294, UV-Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung, Teile 1–3. DVGW, Bonn.

-
- DVGW - Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (2006b) Hygienische Sicherheit von Ultrafiltrations- und Mikrofiltrationsanlagen zur Trinkwasseraufbereitung. Informationsblätter aus dem Technischen Komitee Wasseraufbereitungsverfahren, DVGW, Bonn.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008a) Themenband - Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung. DWA Eigenverlag, Hennef.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008b) Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf-Arzneimittel. DWA Eigenverlag, Hennef.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2011) 23. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlage 2010. DWA Eigenverlag, Hennef.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2013) DWA-M 205 Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. DWA Eigenverlag, Hennef.
- EG - Europäische Gemeinschaften (1991) Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Europäische Union (EU). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 135, 40-52
- Eggleston, K., Zhang, R. und Zeckhauser, R. J. (2010) The Global Challenge of Antimicrobial Resistance: Insights from Economic Analysis. International Journal of Environmental Research and Public Health, Vol. 7, 3141-3149.
- Egli, T., Berney, M., Hammes, F. und Füsclin, H. P. (2008) Neue Methoden zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene. Eawag news, Vol. 65d, 20-23.
- Eichelsdörfer, D. (1996) Die THM-Problematik in Freibädern – Neue Erkenntnisse. Archiv des Badewesens, Vol. 3, 126-132.
- Eisheid, A. C., Meyer, J. N. und Linden, K. G. (2009) UV Disinfection of Adenoviruses: Molecular Indications of DNA Damage Efficiency. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 75(1), 23-28.
- Elefritz, R. A. (2000) Comparison of Alternative Methods of Disinfection for Reclaim Effluents. Florida Water Resource Journal, Vol. 07, 19 - 29.
- Emerick, R. W., Loge, F. J., Thompson, D. und Darby, J. L. (1999) Factors influencing ultraviolet disinfection performance: association of coliform bac-

-
- teria with wastewater particles. *Water Environment Research*, Vol. 71(6), 1178 - 1187.
- Emerick, R.W., Loge, F.J., Ginn, T. und Darby, J.L. (2000) Modeling the inactivation of particle-associated coliform bacteria. *Water Environment Research*, Vol. 72(4), 432–438.
- Escher, B. I., Bramaz, N. und Ort, C. (2009) JEM Spotlight: Monitoring the treatment efficiency of a full scale ozonation on a sewage treatment plant with a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 11, 1836–1846.
- Escobar, I. C. und Randall, A. A. (2000) Sample storage impact on the assimilable organic carbon (AOC) bioassay. *Water Research*, Vol. 34(5), 1680-1686
- EU - Europäische Union (2000) Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 237, 1-83.
- EU - Europäische Union (2006) Richtlinie 2006/7/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 64, 37-51.
- Exner, M. (2002) Abschlussbericht zum BMBF-Projekt: Erfassung des Wachstums und des Kontaminationspotentials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser, Teil 5: Untersuchung zur Entstehung und Vermeidung des Biofilms im Trinkwasserbereich und sein Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit. Bundesministerium für Bildung und Forschung/Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität, Berlin/Bonn.
- Exner, M. und Gornik, V. (2004) Durch Trinkwasser übertragene parasitäre Zoonosen - Giardiasis und Cryptosporidiosis. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, Vol. 47, 698-704.
- Exner, M., Hartemann, P. und Kistemann, T. (2001) Hygiene and health - the need for a holistic approach. *American Journal of Infection Control*, Vol. 29, 228-231.
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T. Nowotny, N. und Launer, M. (2008) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Dortmund, Technische Universität Dortmund.

-
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010) The wealth of waste: The economics of wastewater use in agriculture. FAO Water reports, Vol. 35. FAO, Rom, Italien.
- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H. und Mara, D. (1983) Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. John Wiley & Sons, Chichester, USA.
- Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (2008) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen. Wiley-VCH, Weinheim.
- Fewtrell, L. und Bartram, J. (2001) Water Quality: Guidelines, Standards & Health Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease. World Health Organization, IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Finch, G. R., Black, E. K., Labatiuk, C. W., Gyürék, L. und Belosevic, M. (1993) Comparison of *Giardia lamblia* and *Giardia muris* cyst inactivation by ozone. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 59(11), 3674-3680.
- Fisher, M. B., Iriarte, M. und Nelson, K. L. (2012) Solar water disinfection (SODIS) of *Escherichia coli*, *Enterococcus* spp., and MS2 coliphage: Effects of additives and alternative container materials. Water Research, Vol. 46, 1745–1754.
- Flemming H.-C. (2011) Erkenntnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt: Biofilme in der Trinkwasser-Installation. Biofilm Centre, Universität Duisburg-Essen, Duisburg.
- Forslund, A., Ensink, J. H. J., Markussen, B., Battilani, A., Psarras, G., Gola, S., Sandei, L., Fletcher, T. und Dalsgaard, A. (2012) *Escherichia coli* contamination and health aspects of soil and tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.) sub-surface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. Water Research, Vol. 46, 5917-5934.
- Fox, K. R. und Reasoner, D. J. (1999) Water quality in source water, treatment, and distribution systems. In: AWWA (Hrsg.) Manual of Water Supply Practices, AWWA M48, Waterborne Pathogens, American Water Works Association, Denver, USA.
- Francy, D. S., Stelzer, E. A., Bushon, R. N., Brady, A. M.G., Williston, A. G., Riddell, K. R., Borchardt M. A. Spencer, S. K. und Gellner, T. M. (2012) Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary

-
- treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research*, Vol. 46, 4164 - 4178.
- Friedler, E. und Gilboa, Y. (2010) Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing. *Science of the Total Environment*, Vol. 408, 2109–2117.
- Fritsch, P., Knaus, W., Merkl, G., Preininger, E., Rautenberg, J., Weiß, M. und Wricke B. (2011) *Taschenbuch der Wasserversorgung*. Vieweg und Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Fuchs, G. (Hrsg.) (2007) *Allgemeine Mikrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Gallard, H. und von Gunten, U. (2002) Chlorination of phenols: kinetics and formation of chloroform. *Environmental Science and Technology*, Vol. 36(5), 884-890.
- Gates, D. (1998) *The Chlorine Dioxide Handbook Water Disinfection Series*. American Water Works Association (AWWA), Denver, USA.
- Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P. und Payment, P. (2003) Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Research*, Vol. 37, 4573-4586.
- Gehr, R., Chen, D. und Moreau, M. (2009) Performic acid (PFA): tests on an advanced primary effluent show promising disinfection performance. *Water Science and Technology*, Vol. 59(1), 89-96.
- Gellert, G. (2000) Beziehungen zwischen ausgewählten chemischen Summenparametern und Toxizität bei Abwässern der chemischen Industrie. *Umweltanalytik*tage NRW 2000 - Neue Erkenntnisse auf dem Gebiet der Umweltanalytik. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen/Gerhard-Mercator-Universität Duisburg, Duisburg.
- Georgi, P. und Bierbach, E. (2007) *Infektionskrankheiten und Infektionsschutzgesetz*. Elsevier GmbH, München.
- Gerrity, D., Gamage, S., Jones, D., Korshin, G. V., Lee, Y., Pisarenko, A., Trenchholm, R. A., von Gunten, U., Wert, E. C. und Snyder S. A. (2012) Development of surrogate correlation models to predict trace organic contaminant oxidation and microbial inactivation during ozonation. *Water Research*, Vol. 46, 6257-6272.
- Giao, M. S., Wilks, S. A., Azevedo, N. F., Vieira, M. J. und Keevil, C. W. (2009) Validation of SYTO 9/Propidium Iodide Uptake for Rapid Detection of Via-

-
- ble but Noncultivable *Legionella pneumophila*. *Microbial Ecology*, Vol. 58, 56–62.
- Gibson, K. E., Schwab, K. J., Spencer, S. K. und Borchardt, M. A. (2012) Measuring and mitigating inhibition during quantitative real time PCR analysis of viral nucleic acid extracts from large-volume environmental water samples. *Water Research*, Vol. 46, 4281-4291.
- Gillette, R., Marks, K. und Pawluk, D. (2003) City of Roseville Alternative Disinfection Study. *Proceedings of the Water Environment Federation*, Vol. 40(30), 529-558.
- Girones, R., Ferrus, M. A., Alonso, J. L., Rodriguez-Manzano, J., Calgua, B., de Abreu Correa, A., Hundesa, A., Carratala, A. und Bofill-Mas S. (2010) Molecular detection of pathogens in water - The pros and cons of molecular techniques. *Water Research*, Vol. 44, 4325-4339.
- Gomez, M., de la Rua, A., Garralón, G., Plaza, F., Hontoria, E. und Gómez, M.A. (2006) Urban wastewater disinfection by filtration technologies. *Desalination*, Vol. 190, 16–28.
- Gottschalk, C., Libra, J. A. und Saupe, A. (2010) *Ozonation of water and waste water, A practical guide to understanding ozone and its applications*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Graham, D. M. (2000) *Ozone as an Antimicrobial Agent for the Treatment, Storage and Processing of Foods in Gas and Aqueous Phases*. Electric Power Research Institute (EPRI). Palo Alto, USA.
- Gray, J.J., Green, J., Gallimore, C., Lee, J.V., Neal, K. und Brown, D.W.G. (1997) Mixed genotype SRSV infections among a party of canoeists exposed to contaminated recreational water. *Journal of Medical Virology*, Vol. 52, 425-429.
- Groß, U. (2006) *Kurzlehrbuch Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie*. Thieme Verlag, Stuttgart.
- Guo, M., Hu, H. und Liu W. (2009) Preliminary investigation on safety of post-UV disinfection of wastewater: bio-stability in laboratory-scale simulated reuse water pipelines. *Desalination*, Vol. 239, 22–28.
- Haaken, D., Schmalz, V., Dittmar T. und Worch E. (2010) Einsatz von Diamantelektroden zur Brauchwassergewinnung durch elektrochemische Desinfektion von biologisch behandelten Abwässern. *Chemie Ingenieur Technik*, Vol. 82, Nr. 10, 1781-1788.

-
- Haas, C. N. und Kaymak, B. (2003) Effect of initial microbial density on inactivation of *Giardia Muris* by ozone. *Water Research*, Vol. 37(12), 2980 - 2988.
- Haberkern B., Maier W. und Schneider U. (2008) Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Umweltbundesamt. Dessau-Rosslau.
- Hambsch, B. und Werner, P. (1993) Control of bacterial regrowth in drinking water treatment plants and distribution system. *Water Supply*, Vol. 11(3/4), 299 - 308.
- Hambsch, B. und Werner, P. (2008) Bakterienvermehrungspotential. In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen. Wiley-VCH, Weinheim.
- Hambsch, B. (2009) Notwendigkeit und Alternativen der Abschlussdesinfektion mit Chlor oder Chlordioxid. *DVGW energie/wasser-praxis*, Vol.60(3), 99.
- Hammes, F., Salhi, E., Köster, O., Kaiser, H. P., Egli, T. und von Gunten, U. (2006) Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. *Water Research*, Vol. 40(12), 2275 - 2286.
- Han, M. J. und Lee, S. Y. (2006) The *Escherichia coli* proteome: past, present, and future prospects. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, Vol. 70, 362-439.
- Harakeh, M. S., Berg, J. D., Hoff, J. und Matin, A. (1985) Sensitivity of chemostat-grown *Yersinia enterocolitica* and *Klebsiella pneumoniae* to chlorine dioxide. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 49, 69–72.
- Harleman, D. R. F. und Murcott, S. (2001) An innovative approach to urban wastewater treatment in the developing world. *Water 21*, Vol. 3.3, 44–48.
- Hebert, A., Forestier, D., Lenes, D., Benanou, D., Jacob, S., Arfi, C., Lambolez, L. und Levi Y. (2010) Innovative method for prioritizing emerging disinfection by-products (DBPs) in drinking water on the basis of their potential impact on public health. *Water Research*, Vol. 44, 3147-3165.
- Henning, L., Bartsch, V. und Wichmann, K. (2005) Sicherung der Trinkwasserqualität durch Optimierung des Betriebs von Behältern zur Bevorratung von Trinkwasser (Hausspeicher) und der hydraulischen Betriebsbedingungen in der Verteilung. BMBF Schlussbericht, Bonn.

-
- Hijnen, W. A. M., Beerendonk, E. F. und Medema, G. J. (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, Vol. 40(1), 3 - 22.
- Hoehn, R. C., Shorney-Darby, H. und Neemann, J. (2010) Chlorine Dioxide. In: Black and Veatch Corporation (Hrsg.) *White's handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- Hoibye, L., Clauson-Kaas, J., Wenzel, H., Larsen, H. F., Jacobsen, B. N. und Dalgaard, O. (2008) Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies. *Water Science and Technology*, Vol. 58(5), 963-968.
- Hollender, J., Zimmermann, S., McArdell, C., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U. und Siegrist, H. (2009) Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration. *Environmental Science and Technology*, Vol. 43, 7862–7869.
- Howard, C. R. und Fletcher, N. F. (2012) Emerging virus diseases: can we ever expect the unexpected? *Emerging Microbes and Infections*, Vol. 1, 1-10.
- Hrudey, S. E. und Charrois, J. W. A. (2012) Disinfection By-Products (DBPs) as a public health issue. In: Hrudey, S. E. und Charrois, J. W. A. (Hrsg.) *Disinfection By-products and Human Health*. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- HSE - HEAG Südhessische Energie AG (2007) Übersichtsblatt mit Kenndaten der Abwasserbehandlungsanlage „Klärwerk Süd“. HSE, Darmstadt.
- Hu, J. und Quek, P. H. (2008) Effects of UV Radiation on Photolyase and Implications with Regards to Photoreactivation following Low- and Medium-Pressure UV Disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 74(1), 327–328.
- Huang, J.-J., Hu, H.-Y., Tang, F., Li, Y., Lu, S.-Q. und Lu, Y. (2011) Inactivation and reactivation of antibiotic-resistant bacteria by chlorination in secondary effluents of a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, Vol. 45, 2775-2781.
- Huang, H., Young, T. A., Schwab, K. J. und Jacangelo, J. G. (2012) Mechanisms of virus removal from secondary wastewater effluent by low pressure membrane filtration. *Journal of Membrane Science*, Vol. 409– 410, 1– 8.
- Huber, M. M., Korhonen, S., Ternes, T. A. und von Gunten, U. (2005) Oxidation of pharmaceuticals during water treatment with chlorine dioxide. *Water Research*, Vol. 39, 3607–3617.

-
- Huber, S. (2008) Bakteriophagen. In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen. Wiley-VCH, Weinheim.
- Hübner, P. (2010) Quantitative Analysen. In: Busch, U. (Hrsg.) Molekularbiologische Methoden in der Lebensmittelanalytik, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Huertas, E., Salgot, M., Hollender, J., Weber, S., Dott, W., Khan S., Schäfer, A., Messalem, R., Bis, B., Aharoni, A. und Chikurel H. (2008) Key objectives for water reuse concepts. *Desalination*, Vol. 218, 120-131.
- Huitric, S.-J., Kuo, J., Creel, M., Tang, C.-C., Snyder, D., Horvath, R. und Stahl J. (2006) Reclaimed Water Disinfection Alternatives to Avoid NDMA and THM Formation. Tagungsband, WEFTEC, Oktober 2006, Dallas, USA.
- Hummel, A. (2008) Clostridien. In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen. Wiley-VCH, Weinheim.
- Hunt, N. K. und Marinas, B. J. (1997) Kinetics of *Escherichia coli* inactivation with ozone. *Water Research*, Vol. 31(6), 1355-1362.
- Hutchinson, T. H., Hutchings, M. J. und Moore, K. W. (1997) A review of the effects of bromate on aquatic organisms and toxicity of bromate to oyster (*Crassostrea gigas*) embryos. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 38, 238-243.
- Hüttl, R. F. und Bens, O. (2012) Georessource Wasser - Herausforderung Globaler Wandel, Beiträge zu einer integrierten Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland, acatech-Studie. acatech - Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, München.
- HVBG - Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (1986) ZH 1/474 Richtlinien für die Verwendung von Ozon zur Wasseraufbereitung. Carl Heymanns Verlag, Köln.
- Idexx GmbH (2011a) Colilert 18[®]. Online verfügbar unter: http://www.idexx.de/pdf/de_de/water/colilert-18-pkg-insert.pdf (zuletzt zugegriffen im August, 2012).
- Idexx GmbH (2011b) Enterolert-E[®]. Online verfügbar unter: http://www.idexx.de/pdf/de_de/water/0604626_ente.pdf (zuletzt zugegriffen im August, 2012).

-
- Idexx GmbH (2011c) Pseudalert®. Online verfügbar unter: http://www.idexx.de/pdf/de_de/water/pseudalert-package-insert.pdf (zuletzt zugegriffen im August, 2012).
- IfSG - Infektionsschutzgesetz (2000) Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen vom 20.7.2000. Bundesgesetzblatt, Nr. 33, 1045-1077.
- ISO 9308-2 (2012) Wasserbeschaffenheit - Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Organismen - Teil 2: Höchstwahrscheinliche Anzahl-Verfahren. International Organisation for Standardisation, Genf, Schweiz.
- Jacangelo, J. G., Patania, N. L. und Trussell, R. R. (2002) Inactivation of waterborne emerging pathogens by selected disinfectants. American Water Works Association (AWWA), Denver, USA.
- Jacangelo, J. G. und Trussell, R. R. (2002) International report: water and wastewater disinfection - trends, issues and practices. Water Supply, Vol. 2(3), 147-157.
- Jagger, J. (1967) Introduction to Research in Ultraviolet Photobiology, Prentice Hall, New York.
- Janex, M. L., Savoye, P., Roustan, M., Do-Quang, Z., Laine, J. M. und Lazarova, V. (2000) Wastewater disinfection by ozone: Influence of water quality and kinetics modeling. Ozone: Science & Engineering, Vol. 22(2), 113-121.
- Jeong, J., Kim, J. Y., Cho, M., Choi, W. und Yoon J. (2007) Inactivation of *Escherichia coli* in the electrochemical disinfection process using a Pt anode. Chemosphere, Vol. 67, 652-659.
- Jimenez, B. (2007) Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse. Water Science and Technology, Vol. 55(1-2), 485 - 493.
- Jimenez, B. und Asano, T. (Hrsg.) (2008) Water Reuse. An international survey of current practice, issues and needs. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Jimenez, B. (2009) Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse. In: Grabow, W. O. K. (Hrsg.) Encyclopaedia of Biological, Physiological and Health Sciences, Water and Health, Vol. 2, EOLSS Publishers Co Ltd, Oxford, Großbritannien.
- Jiménez-Cisneros, B. (2011) Safe sanitation in low economic development areas. In: Peter Wilderer (Hrsg.) Treatise on Water, Science Elsevier Science & Technology, Amsterdam, Niederlande.

-
- Jjemba, P. K., Weinrich, L., Cheng, W., Giraldo, E. und LeChevallier, M. W. (2010a) Guidance Document on the Microbiological Quality and Biostability of Reclaimed Water Following Storage and Distribution. Water Reuse Foundation, Alexandria, USA.
- Jjemba, P. K., Weinrich, L., Cheng, W., Giraldo, E. und LeChevallier, M. W. (2010b) Regrowth of Potential Opportunistic Pathogens and Algae in Reclaimed-Water Distribution Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 76(13), 4169–4178.
- Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., Mcardell, C.S., Ternes, T.A., Thomsen, A. und Siegerist, H. (2006) Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research*, Vol. 40, 1686-1696.
- Joss, A., Siegrist, H. und Ternes, T. A. (2008) Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science and Technology*, Vol. 57(2), 251-255.
- Joux, F. und Lebaron, P. (2000) Use of fluorescent probes to assess physiological functions of bacteria at single-cell level. *Microbes and Infection*, Vol. 2, 1523–1535.
- Jungfer, C. (2006) Einfluss der UV-Desinfektion auf molekulare Reparaturmechanismen bei Bakterien im Trinkwasser. Dissertation. Fakultät für Chemieingenieurwesen und Verfahrenstechnik, Institut für Technische Chemie, Bereich Wasser- und Geotechnologie, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Junli, H., Li, W., Nanqi, R., Fang, M. und Juli (1997a): Disinfection effect of chlorine dioxide on bacteria in water. *Water Research*, Vol. 31, Nr. 3, 607-613.
- Junli, H., Li, W., Nenqi, R. Li, L. X., Fun, S. R. und Guanle Y. (1997b) Disinfection effect of chlorine dioxide on viruses, algae, and animal planktons in water. *Water Research*, Vol. 31, Nr. 3, 455-460.
- Jurzik, L., Hamza, I. A., Puchert, W., Überla, K. und Wilhelm, M. (2012) Chemical and microbiological parameters as possible indicators for human enteric viruses in surface water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Vol. 213, 210-216.
- Kalisvaart, B.F. (2004) Re-use of wastewater: preventing the recovery of pathogens by using medium-pressure UV lamp technology. *Water Science and Technology*, Vol. 50, Nr 6, 337-344.

-
- Kasuga, I., Thayanukul, P., Kurisu, F. und Furumai, H. (2012) Influence of Assimilable Organic Carbon and Residual Chlorine on Biological Stability of Reclaimed Water in Japan. Präsentation. 16th Annual Water Reuse and Desalination Research Conference, Juni 2012, San Diego, USA.
- Kay, D., Fleisher J. M., Salomon, R. L., Jones, F., Wyer, M. D., Godfree, A. F., Zelenauch-Jacquotte, Z. und Shore, R. (1994) Predicting likelihood of gastroenteritis from seabathing: results from randomised exposure. *Lancet*, Vol. 344, 905-909.
- Keen, O. S., Love, N. G. und Linden, K. G. (2012) The role of effluent nitrate in trace organic chemical oxidation during UV disinfection. *Water Research*, Vol. 46, 5224–5234.
- Keil, C. (2007) Physiologie nährstofflimitierter Bakterien in Membranbioreaktoren. Dissertation. Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin.
- Kerwick, M. I., Reddy, S. M., Chamberlain, A. H. L. und Holt, D. M. (2005) Electrochemical disinfection, an environmentally acceptable method of drinking water disinfection? *Electrochimica Acta*, Vol. 50, 5270-5277.
- Kilb, B., Lange, B., Schaule, G., Wingender, J. und Flemming, H.-C. (2003) Contamination of drinking water by coliforms from biofilms grown on rubber-coated valves. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, Vol. 206(6), 563-573.
- Kistemann, T., Claßen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. und Exner, M. (2002) Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 68(5), 2188-2197.
- Kistemann, T., Christoffels, E., Franke, C., Rechenburg, A., Willkomm, M. und Exner, C. (2007) Mikrobielle Belastung der Fließgewässerbelastung aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist. Abschlussbericht. Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit, Bonn und Erftverband, Bergheim.
- Knapp, C. W., Dolfing, J., Ehlert, P. I. und Graham, D. W. (2010) Evidence of Increasing Antibiotic Resistance Gene Abundances in Archived Soils since 1940. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, 580–587.
- Kneissl, M., Kolbe, T., Würtele, M., und Hoa, E. (2010) Development of UV-LED Disinfection. TECHNEAU Report within WP2.5: Compact Units for Decentralised Water Supply. Berlin.

-
- Knieling, N. B. (2005) Gekoppelte fluidmechanische Modelle für Desinfektionsvorgänge und deren Effizienz in UV-Reaktoren. Dissertation. Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Kobylinski, E. A. und Bhandari, A. (2010) Chlorination of Wastewater, Disinfection of Wastewater. In: Black and Veatch Corporation (Hrsg.) White's handbook of chlorination and alternative disinfectants. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- Koivunen J. und Heinonen-Tanski H. (2005) Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters. Water Research, Vol. 39, 4445-4453.
- Konrad, R. und Busch, U. (2010) PCR und Real-Time PCR. In: Busch, U. (Hrsg.) Molekularbiologische Methoden in der Lebensmittelanalytik. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Koukouraki, E. und Diamadopoulos, E. (2003) Modelling the formation of THM (trihalomethanes) during chlorination of treated municipal wastewater. Water Science and Technology: Water Supply, Vol. 3(4), 277–284.
- Koutchma, T. N., Forney, L. J. und Moraru, C. I. (2009) Ultraviolet Light in Food Technology: Principles and Applications. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Kowalski, W. (2009) Ultraviolet Germicidal Irradiation Handbook: UVGI for Air and Surface Disinfection. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Kraft, A., Blaschke, M., Kreysig, D., Sandt, B., Schröder, F. und Rennau, J. (1999) Electrochemical water disinfection. Part II: Hypochlorite production from potable water, chlorine consumption and the problem of calcareous deposits. Journal of Applied Electrochemistry, Vol. 29, 895-902.
- Krasner, S. W., Weinberg, H. S., Richardson, S. D., Pastor, S. J., Chinn, R., Scrimanti, M. J., Onstad, G. D. und Thruston, A. T. (2006) Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. Environmental Science and Technology, Vol. 40(23), 7175 - 7185.
- Kristiana, I., Charrois, J. W. A. und Hrudey, S.E. (2012) Research overview, regulatory history and current worldwide status of DBP regulations and guidelines. In: Hrudey, S. E. und Charrois, J. W. A. (Hrsg.) Disinfection Byproducts and Human Health. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Kümmerer, K. (2009) Antibiotics in the aquatic environment – A review – Part I. Chemosphere, Vol. 75(4), 417–434.

-
- Kuhlmann, B. und Preuß, G. (2009) Molekularbiologische Verfahren in der Trinkwasseranalytik - wo stehen wir und wo geht die Reise hin? Vortrag: 10. Jahrestagung Trinkwasserringversuche Nordrhein-Westfalen/Niedersachsen, Osnabrück.
- Kuhlmann, B., Mista, M., Preuß, G. und Zullei-Seibert, N. (2009) Molekularbiologische Methoden in der Wasseranalytik - PCR versus Kulturverfahren. *Energie Wasser-Praxis*, Vol. 60 (9), 132-135.
- Langlais, B., Reckhow, D. A. und Brink, D. R. (1991) *Ozone in Water Treatment, Applications and Engineering*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, USA.
- LANUV - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, Nordrheinwestfalen (Hrsg.) (2007) Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2. Recklinghausen.
- Lautenschlager, K., Boon, N., Wang, Y., Egli, T. und Hammes, F. (2010) Overnight stagnation of drinking water in household taps induces microbial growth and changes in community composition. *Water Research*, Vol. 44, 4868-4877.
- Lazarova, V., Janex, M. L., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I. und Pommepuy, M. (1998) Advanced wastewater disinfection technologies: Short and long term efficiency. *Water Science and Technology*, Vol. 38(12), 109 - 117.
- Lazarova, V., Savoye, P., Janex, M. L., Blatchley, E. R. und Pommepuy, M. (1999) Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. *Water Science and Technology*, Vol. 40(4-5), 203 - 213.
- Lazarova, V. (2004) Operation and Maintenance of disinfection systems and quality control. Int. Workshop on Implementation and Operation of Municipal Wastewater Reuse Plants. März 2004, Thessaloniki, Griechenland.
- LeChevallier, M. W. und Au, K. K. (2004) *Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water*. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- LeChevallier, M. W., Shaw, N. E., Kaplan, L. A. und Bowt, T. L. (1993) Development of a Rapid Assimilable Organic Carbon Method for Water. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 59(5), 1526 - 1531.
- Lee, Y. und von Gunten, U. (2010) Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrateVI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*, Vol. 44, 555–566.

-
- Lee, Y. und von Gunten, U. (2012) Quantitative structure-activity relationships (QSARs) for the transformation of organic micropollutants during oxidative water treatment. *Water Research*, Vol. 46, 6177–6195.
- Lefevre, F., Audic J. M. und Ferrand F. (1992) Peracetic Acid Disinfection of Secondary Effluents Discharged off Coastal Seawater. *Water Science and Technology*, Vol. 25, Nr. 12, 155-164.
- Leong, L. Y. C., Kuo, J. und Tang, C. C. (2008) Disinfection of Wastewater Effluents - Comparison of Alternative Technologies. *Water Environment Research Foundation (WERF)*, Alexandria, USA.
- Levine, A. und Asano, T. (2004) Recovering sustainable water from wastewater. *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, 201A–208A.
- Li, B. und Zhang, T. (2011) Mass flows and removal of antibiotics in two municipal wastewater treatment plants. *Chemosphere*, Vol. 83, 1284-1289.
- Liang, Z. und Keeley, A. (2012) Comparison of propidium monoazide-quantitative PCR and reverse transcription quantitative PCR for viability detection of fresh *Cryptosporidium* oocysts following disinfection and after long-term storage in water samples. *Water Research*, im Druck
- Liberti, L., Lopez, A., Notarnicola, M., Barnea, N., Pedahzur, R. und Fattal, B. (2000) Comparison of advanced disinfecting methods for municipal wastewater reuse in agriculture. *Water Science and Technology*, Vol. 42, Nr.1-2, 215-220.
- Lim, M. Y., Kim, J.-M. und Ko, G. (2011) Disinfection kinetics of murine norovirus using chlorine and chlorine dioxide. *Water Research*, Vol. 44, 3243 - 3251.
- Linden, K. G., J. Thurston, R. Schaefer und J. P. Malley (2007) Enhanced UV inactivation of adenoviruses under polychromatic UV lamps. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 73, 7571-7574.
- Liu, W.-J. und Zhang, Y.-J. (2006) Effects of UV intensity and water turbidity on microbial indicator inactivation. *Journal of environmental Sciences*, Vol. 18(4), 650-653.
- Liviac, D., Wagner, E. D., Mitch, W. A., Altonji, M. J. und Plewa, M. J. (2010) Genotoxicity of water concentrates from recreational pools after various disinfection methods. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, 3527-3532.

-
- Madaeni, S. S. (1999) The application of membrane technology for water disinfection. *Water Research*, Vol. 33, Nr. 2, 301-308.
- Madge, B. A. und Jensen, J. N. (2006) Ultraviolet disinfection of fecal coliform in municipal wastewater: effects of particle size. *Water Environment Research*, Vol. 78(3), 294 - 304.
- Madigan, M. T., Martinko, J., Dunlap, P. und Clark, D. P. (2008) *Brock - Biology of Microorganisms*. Pearson, San Francisco, USA.
- Magdeburg, A., Stalter, D. und Oehlmann, J. (2012) Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere*, Vol. 88, 1008–1014.
- Maier, R. M., Pepper, I. L. und Gerba, C. P. (2009) *Environmental Microbiology*. Academic Press, London, Großbritannien.
- Malley, J. (2000) The state of the art in using UV disinfection for waters and wastewaters in North America. *Proceedings of ENVIRO*, April 2000. Australian Water Association, Sydney, Australien.
- Manafi, M. (2005) Coliforme Bakterien, ein zeitgemäßes Konzept? In: *Coliformen-Befunde gemäss Trinkwasserverordnung 2001: Bewertung und Massnahmen; Workshop mit Erfahrungsaustausch; Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT) Schriftenreihe, Band 5*. Oldenbourg Industrie-Verlag, Siegburg.
- Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chevre, N., de Alencastro, F. und Rossi, L. (2011) *Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne)*. Ville de Lausanne, Schweiz.
- Masлак, D. (2010) Desinfektion mit hydrodynamischer Kavitation und Chlordioxid. Dissertation. Fakultät für Maschinenwesen, Lehrstuhl für Bioverfahrenstechnik. Technische Universität München.
- Masschelein, W. J. und Rice, R. G. (2002) *Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation*. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Mathys, W. (2007) Alte und neue Trinkwasserinfektionen. In: *Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)(Hrsg.) Betrifft Wasser: EZ trifft Wissenschaft - Wasser und Gesundheit*. Eschborn.
- Mattson, A., Ljunggren, M., Fredriksson, O. und Persson, E. (2008) Particle Size Analysis and Pilot Plant Operation used for Design of Large Scale Tertiary

-
- Treatment Microscreen Applications. Proceedings of IWA World Water Congress, September 2008, Wien, Österreich.
- Maya, C., Beltran, N., Jimenez, B. und Bonilla, P. (2003) Evaluation of the UV disinfection process in bacteria and amphizoic amoeba inactivation. *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 3(4), 285–291.
- Maya, C., Torner-Morales, F. J., Lucario, E. S., Hernandez, E. und Jimenez, B. (2012a) Viability of six species of larval and non-larval helminth eggs for different conditions of temperature, pH and dryness. *Water Research*, Vol. 46, 4770 - 4782.
- Maya, C., Chávez, A., Lucario, E., Hernández, E. und Jiménez B. (2012b) Resistance of a wide spectrum of microorganisms to diverse disinfection systems to produce safe reuse water. *Proceedings of IWA Conference on Disinfection and Inactivation for Water, Wastewater and Sludge*, November, 2012, Mexico City, Mexiko.
- Meda, A. (2012) Einsatz von Biofiltern für die Wasser- und Nährstoffwiederverwendung und für die weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoffentfernung. Dissertation, TU Darmstadt.
- Medema, G.J., van Asperen, I.A., Kokman-Houweling, J.M., Nooitgedagt, A., van de Laar, M.J.W. und Havelaar, A.H. (1995) The relationship between health effects in triathletes and microbiological quality of freshwater. *Water Science and Technology*, Vol. 31 (5-6), 19-26.
- Mehlhorn, H. (2008) *Encyclopedia of Parasitology*. Springer Verlag, Berlin.
- Melin, T. und Rautenbach, R. (2007) *Membranverfahren: Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung*. Springer Verlag, Berlin.
- Melnick, J. L. und Gerba, C. P. (1982) Viruses in surface and drinking waters. *Environment International*, Vol. 7, 3-7.
- Meng, Q. S. und Gerba, C. P. (1996) Comparative inactivation of enteric adenoviruses, poliovirus and coliphages by ultraviolet irradiation. *Water Research*, Vol. 30, Nr. 11, 2665-2668.
- Memarzadeh, F., Olmsted, R. N. und Bartley, J. M. (2010) Applications of ultraviolet germicidal irradiation disinfection in health care facilities: Effective adjunct, but not stand-alone technology. *American Journal of Infection Control*, Vol. 38(5), S13-S24.

-
- Messelhäußer, U. (2010) Kultivierungsverfahren für Bakterien. In: Busch, U. (Hrsg.) Molekularbiologische Methoden in der Lebensmittelanalytik, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Metamoros, V., Mujeriego, R. und Bayona, J. M. (2007) Trihalomethane occurrence in chlorinated reclaimed water at full-scale wastewater treatment plants in NE Spain. *Water Research*, Vol. 41, 3337 – 3344.
- Miehe, U., Väänänen, J., Stueber, J., Bourdon, C. und Lesjean, B. (2011) Advanced phosphorus removal with microsieves in tertiary treatment: An alternative to membrane filtration? Präsentation, IWA Konferenz: Water Reclamation and Reuse, September 2011, Barcelona, Spanien.
- Miehe, U. (2011) Wirksamkeit technischer Barrieren zur Entfernung von antropogenen Spurenstoffen - Kläranlagen und Raumfilter. Dissertation, Technische Universität Berlin, Fakultät III-Prozesswissenschaften, Berlin.
- Mitch, W. A., Sharp, J. O., Trussell, R. R., Valentine, R. L., Alvarez-Cohen, L. und Sedlak D. L. (2003) N-Nitrosodimethylamine (NDMA) as a Drinking Water Contaminant: A Review. *Environmental Engineering Science*, Vol. 20, Nr. 5, 389-404.
- Monarca, S., Feretti, D., Collivignarelli, C., Guzzella, L., Zerbini, I., Bertanza, G. und Pedrazzani, R. (2000) The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. *Water Research*, Vol. 34, 4261-4269.
- Monteith, H., Kalogo, Y. und Louzeiro, N. (2007) Achieving stringent effluent limits takes a lot of energy. Tagungsband WEFTEC, Oktober 2007, San Diego, USA.
- Moran, M. J., Lapham, W. W., Rowe, B. L. und Zogorski, J. S. (2007) Volatile organic compounds in ground water from rural private wells, 1986 to 1999. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 40(5), 1141–1157.
- Morris, R. (2003) Microorganisms and disease. In: Mara, D. und Horan, N. J. (Hrsg.) *Handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press London, Großbritannien.
- Müller, E. A., Kobel, B., Künti, T., Pinnekamp, J., Seibert-Erling, G. und Böcker, K. (1999) Energie in Kläranlagen, Handbuch des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, NRW (MURL NRW), Düsseldorf.
- MUNLV NRW - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2011) Mikrobielle

Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. MUNLV NRW, Düsseldorf.

Nakada, N., Shinohara, H., Murata, A., Kiri, K., Managaki, S., Sato, N. und Takada, H. (2007) Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. *Water Research*, Vol. 41, 4373–4382.

Narendja, F. (2009) Anwendungsbereich molekularbiologischer Analytik. Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich.

Narkis, N., Armon, R., Offer, R., Orshansky, F. und Friedland, E. (1995) Effect of suspended solids on wastewater disinfection efficiency by chlorine dioxide. *Water Research*, Vol. 29(1), 227 - 236.

Nasser, A.M., Paulman, H., Sela, O., Ktaitzer, T., Cikurel, H., Zuckerman, I., Meir, A., Aharoni, A. und Adin A. (2006) UV disinfection of wastewater effluents for unrestricted irrigation. *Water Science and Technology*, Vol. 54(3), 83-88.

Nelle, T. (1994) Abwasserdesinfektion mit UV-Licht und Ozon unter Einbeziehung der vorgeschalteten Reinigungsstufen. Dissertation. Schriftenreihe Wasser und Umwelt, Band 11, Universität Witten-Herdecke.

Nelson, K. Y., McMartin, D. W., Yost, C. K., Runtz, K. J. und Ono T. (2013) Point-of-use water disinfection using UV light-emitting diodes to reduce bacterial contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-013-1564-6.

Nocker, A., Sossa, K. E. und Camper, A. K. (2007) Molecular monitoring of disinfection efficacy using propidium monoazide in combination with quantitative PCR. *Journal of Microbiological Methods*, Vol. 70, 252–260.

NRC - National Research Council, Committee on Indicators for Waterborne Pathogens (2004) Indicators for Waterborne Pathogens, The National Academies Press, Washington D.C., USA.

NRC - National Research Council (2012) Water Reuse: Potential for Expanding the Nation's Water Supply Through Reuse of Municipal Wastewater. The National Academies Press, Washington D.C., USA.

NWRI - National Water Research Institute (2012) Ultraviolet Disinfection Guidelines for Drinking Water and Water Reuse, 3rd Edition. National Water Research Institute. Fountain Valley, USA.

-
- Nwachuku, N., Craun, C. F. und Calderon, R. L. (2002) How effective is the TCR in assessing outbreak vulnerability. *Journal - American Water Works Association*, Vol. 94, 88-96.
- Nwachuku, N., Gerba, C. P., Oswald, A. und Mashadi, F. D. (2005) Comparative Inactivation of Adenovirus Serotypes by UV Light Disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 71, Nr. 9, 5633-5636.
- Oberg, C. (1995) Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen. Dissertation. Schriftenreihe Wasser und Umwelt, Band 13, Universität Witten-Herdecke.
- Odegaard, H. und Skrovseth, A. F. (1995) An evaluation of performance and process stability of different processes of small wastewater treatment plants. *Proceedings of the 3rd International Specialist Conference on Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants*, Kuala Lumpur, Malaysia, 30 Oct. - 1 Nov. 1995.
- Odegaard, H. (1998) Optimized Particle Separation in the Primary Step of Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 37(10), 43-53.
- OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (2009) *Managing Water for All an OECD perspective on pricing and financing*. Online verfügbar: <http://www.oecd.org/dataoecd/0/34/44476961.pdf> (zuletzt zugegriffen im Juni 2012).
- OGewV – Oberflächengewässerverordnung (2011) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer vom 20. Juli 2011. *Bundesgesetzblatt*, 1429-1469.
- Oguma, K., Katayama, H. und Ohgaki, S. (2002) Photoreactivation of *Escherichia coli* after low- or medium-pressure UV disinfection determined by an endonuclease sensitive site assay. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 68, Nr. 12, 6029-6035.
- Oliver, J. D. (2005) The Viable but Nonculturable State in Bacteria. *The Microbiological Society of Korea*, Vol. 43, 93-100.
- Orb, R. K. (2012) Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern - Konstruktive Hinweise. Dissertation, Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), Schriftenreihe SWW Karlsruhe - Band 142, Karlsruhe.
- O'Toole, J., Sinclair, M., Malawaraarachchi, M., Hamilton, A., Barker, S. F. und Leder, K. (2012) Microbial quality assessment of household greywater. *Water Research*, Vol. 46, 4301 - 4313.

-
- Ottosson, J. und Stenström, T. A. (2003) Growth and reduction of microorganisms in sediments collected from a greywater treatment system. *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 36(3), 168 - 172.
- Ottosson, J. (2005) Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater: management strategies for barrier function and microbial control. Dissertation. KTH, School of Architecture and the Built Environment (ABE), Land and Water Resources Engineering. Stockholm, Schweden.
- Ottosson, J., Hansen, A., Björleinius, B., Norder, H. und Stenström, T.A. (2006) Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*, Vol. 40, 1449 – 1457.
- Pablos, C., Marugan, J., van Grieken, R. und Serrano, E. (2013) Emerging micropollutant oxidation during disinfection processes using UV-C, UV-C/H₂O₂, UV-A/TiO₂ and UV-A/TiO₂/H₂O₂. *Water Research*, Vol. 47, 1237-1245.
- Page, D. und Dillon, P. (2007) Measurement of the biodegradable fraction of dissolved organic matter relevant to water reclamation via aquifers. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation. Urrbrae, Australien.
- Paraskeva, P. und Graham N. J. D. (2002) Ozonation of Municipal Wastewater Effluents. *Water Environment Research*, Vol. 74(6), 569-581.
- Passantino, L. B. und Malley, J. P. (2001) Impact of turbidity and algal content of unfiltered drinking water supplies on the ultra violet disinfection process. Tagungsbeitrag zur AWWA Annual Conference, Juni, 2001, Washington, DC, USA.
- Payment, P., Trudel, M. und Plante, R. (1985) Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants. *Applied Environmental Microbiology*, Vol. 49 (6), 1418-1428.
- Pecson, B. M., Barrios, J. A., Johnson, D. R. und Nelson, K. L. (2006) A Real-Time PCR Method for Quantifying Viable *Ascaris* Eggs Using the First Internally Transcribed Spacer Region of Ribosomal DNA. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 72(12), 7864–7872.
- Persson, E., Ljunggren, M., la Cour Jansen, J., Strube, R. und Jonsson, L. (2006) Disc filtration for separation of flocs from a moving bed bio-film reactor. *Water Science and Technology*, Vol. 53 (12), 139–147.

-
- Petala, M., Samaras, P., Zouboulis, A., Kungolos, A. und Sakellariopoulos, G. P. (2008) Influence of ozonation on the in vitro mutagenic and toxic potential of secondary effluents. *Water Research*, Vol. 42, 4929–4940.
- Petney, T. N. und Taraschewski, H. (2011) Waterborne Parasitic Diseases: Hydrology, Regional Development, and Control. In: Peter Wilderer (Hrsg.) *Treatise on Water Science*. Elsevier Science and Technology, Amsterdam, Niederlande.
- Petry-Hansen, H. (2005) Bakterielle Diversität von Biofilmen in Langsamsandfiltern. Dissertation, Fachbereich Chemie, Universität Duisburg-Essen.
- Pinnekamp, J. und Merkel, W. (2008) Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtung. Abschlussbericht IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen/Mühlheim.
- Pisarenko, A. N., Stanford, B. D., Yan, D., Gerrity, D. und Snyder, S. A. (2012) Effects of ozone and ozone/peroxide on trace organic contaminants and NDMA in drinking water and water reuse applications. *Water Research*, Vol. 46, 316-326.
- Plum, V., Dahl, C. P., Bentsen, L., Petersen, C. R., Napstjert, L. und Thomsen, N. B. (1998) The Actiflo Method. *Water Science and Technology*, Vol. 37(1), 269-275.
- Porter, B., Kalinsky, A. und Josse, J. (2007) Reclaimed water chlorination: Reducing chemical cost and improving disinfection efficiency. Tagungsband, WEFTEC, Oktober 2007, San Diego, USA.
- Prorot, A., Chazal, P. und Leprat, P. (2012) Flow Cytometry as a Powerful Tool for Monitoring Microbial Population Dynamics in Sludge. In: Schmidt, I. (Hrsg.) *Flow Cytometry - Recent Perspectives*. InTech, Rijeka, Kroatien.
- Ragazzo, P., Chiucchini, N., Piccolo, V. und Ostoich, M. (2012) Performic Acid in Wastewater Disinfection Treatments: Full Scale comparisons and evaluations. *Proceedings of IWA Conference on Disinfection and Inactivation for Water, Wastewater and Sludge*, November, 2012, Mexico City, Mexiko.
- Ramseier, M. K., Peter, A., Traber, J. und von Gunten, U. (2011) Formation of assimilable organic carbon during oxidation of natural waters with ozone, chlorine dioxide, chlorine, permanganate, and ferrate. *Water Research*, Vol. 45(5), 2002-10.

-
- Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G. und Strzepek, K. (1997) Water Futures: Assessment of long-range patterns and problems, Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world. Stockholm Environment Institute, Stockholm, Schweden.
- Rebufat, F. (2009) Das globale Dorf im Alarmzustand. Research'eu, Vol. 59, 19-20.
- Reungoat, J., Escher, B.I., Macova, M., Argaud, F.X., Gernjak, W. und Keller J. (2012) Ozonation and biological activated carbon filtration of wastewater treatment plant effluents. Water Research, Vol. 46, 863-872.
- Richardson, S. D., Thruston, A. D., Collette, T. W., Schenck Patterson, K., Lykins, B. W., Majetich, G. und Zhang Y. (1994) Multispectral Identification of Chlorine Dioxide Disinfection Byproducts in Drinking Water. Environmental Science and Technology, 1994, Vol. 28 (4), 592–599.
- Richardson, S. D. (2002) The role of GC-MS and LC-MS in the discovery of drinking water disinfection by-products. Journal of Environmental Monitoring. 4(1), 1-9.
- Richardson, S. D. Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R. und DeMarini, D. M. (2007) Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. Mutation Research, Vol. 636, 178-242.
- Richardson, S.D. und Ternes, T.A. (2011) Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues, Analytical Chemistry, Vol. 83, 4614-4648.
- Ried, A., Mielcke, J. und Wieland, A. (2009) The potential use of ozone in municipal wastewater. Ozone: Science and Engineering, Vol. 31(6), 415-421.
- Rodríguez, R. A., Gundy, P. M., Rijal, G. K. und Gerba, C. P. (2012) The Impact of Combined Sewage Overflows on the Viral Contamination of Receiving Waters. Food and Environmental Virology, Vol. 4(1), 34-40.
- Rodríguez, R. A., Polston, P. M., Wu, M. J., Wu, J. und Sobsey, M. D. (2013) An improved infectivity assay combining cell culture with real-time PCR for rapid quantification of human adenoviruses 41 and semi-quantification of human adenovirus in sewage. Water Research, Vol. 47, 3183-3191.
- Roeske, W. (2007) Trinkwasserdesinfektion. Oldenbourg Industrieverlag, München.

-
- Rook, J.J. (1974) Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment Examination*, Vol. 23, 234-243.
- Rose, J. B., Cifirino, A., Madore, M. S., Gerba, C. P., Sterling, C. R. und Arrowood, M. J. (1986) Detection of *Cryptosporidium* from wastewater and fresh water environments. *Water Science Technology*, Vol. 18, 233-239.
- Rose, J. B., Farrah, S. R., Harwood, V. J., Levine, A. D., Lukasik, J., Menendez, P., Scott und T. M. (2004) Reduction of Pathogens, Indicator Bacteria, and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Reclamation Processes. *Water Environment Research Foundation (WERF)*, Alexandria, USA.
- Rose, J. B. und M., Y. (2008) A toast to our health: our journey toward safe water. *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 7(1), 41 - 48.
- Roth, M. (1991) Energiesparende Verfahrenstechniken und Betriebsweisen von Kläranlagen. In: *Forschungs und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart (Hrsg.) Umweltbeeinflussung durch Abwasserbehandlungsanlagen. Stuttgarter berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 114. Oldenbourg Verlag, München.*
- Rott, U. und Schöler, A. (2001) Untersuchungen über den Einfluss von suspendierten Stoffen und deren Partikelgrößenverteilung auf die Desinfektionswirkung einer UV-Anlage. *Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.*
- RUB – Ruhr Universität Bochum, Hrsg. (2010) Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung. Teil II, Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2. *BMBF Forschungsvorhaben, Leimen-St. Ilgen.*
- Ryu, H., Alum, A. und Abbaszadegan, M. (2005) Microbial characterization and population changes in nonpotable reclaimed water distribution systems. *Environmental Science & Technology*, Vol. 39(22), 8600 - 8605.
- Salveson, A. und McKay, E. (2012) Challenge Projects on Low Energy Treatment Schemes for Water Reuse. *Tagungsband, Watereuse California - Annual Conference, März, 2012, Sacramento, USA.*
- Samel, L. S., Norton, J. M. und McLelland, J. (2003) Implementation of best-value UV systems through competitive life cycle cost bidding procedures. *Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2003, Session 31 - 40, 559-576.*

-
- Schaar, H. und Kreuzinger, N. (2011) KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Endbericht. Lebensministerium, Wien, Österreich.
- Schindler, P. (2008) *E. coli*-coliforme Bakterien (einschließlich pathogener Varianten). In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen. Wiley-VCH, Weinheim.
- Schirmer, K. (2011) Sind Transformationsprodukte ein Umweltrisiko? *Eawag news*, Vol. 70, 14-17.
- Schluep, M. Thomann, M. Häner, A. Gälli, R. und Stucki, G. (2006) Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe. Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) Reihe Umwelt-Wissen. Bern, Schweiz.
- Schmalz, V., Dittmar, T., Haaken, D. und Worch, E. (2009) Electrochemical disinfection of biologically treated wastewater from small treatment systems by using boron-doped diamond (BDD) electrodes – Contribution for direct reuse of domestic wastewater. *Water Research*, Vol. 43(20), 5260 - 5266.
- Schmidt, V. M. (2004) Elektrochemische verfahrenstechnik. Wiley-Vch Verlag GmbH und Co KG, Weinheim.
- Schmidt, W. (2004) Using Chlorine Dioxide for Drinking Water by the Application of the Chlorite/Chlorine Process. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, Vol. 32(1), 48 - 60.
- Schmidt, W. (2010) Desinfektion von Trinkwasser. In: Nießner, R. (Hrsg.) Wasser - Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. Walter de Gruyter & Co. KG, New York/Berlin.
- Schmidtlein, F. (2012) Entwicklung und Bewertung von Verfahrenskonzepten zur Verwendung kommunalen Abwassers für die Bewässerung. Dissertation. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Heft 63. Bochum.
- Schmitt-Jansen M., Bartels P., Adler, N. und Altenburger R. (2007) Phytotoxicity assessment of diclofenac and its phototransformation products. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Vol. 387, 1389-1396.
- Schneider, S. (2011) Bestimmung von *Pseudomonas aeruginosa* in Schwimm- und Badebeckenwasser mit dem Pseudalert-Verfahren - Besondere Eignung zur Untersuchung von Naturfreibädern? *Der Hygieneinspektor*, Juli 2011, 44-47.

-
- Schnitzler, P. (2012) Labordiagnostik. In: Darai, G. et al. (Hrsg.) Lexikon der Infektionskrankheiten des Menschen, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Schrader, C. (2007) Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 190, Oldenbourg-Industrieverlag, München.
- Schreiber I. M. und Mitch W.A. (2006) Nitrosamine formation pathway revisited: the importance of chloramine speciation and dissolved oxygen. Environmental Science & Technology, Vol. 40, 6007-6014.
- Schreiber, C. (2011) Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern. Dissertation. Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Schumacher, J. (2006) Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Fakultät III - Prozesswissenschaften. Technische Universität Berlin.
- Schwartz, T. und Kohnen, W. (2007) Antibiotikaresistenzen in Abwasser Nachweis und Vermeidung der Verbreitung. GWF – Wasser Abwasser, Vol. 148(12), 886-891.
- Sedlak, D. L. und Kavanaugh, M. (2006) Removal and Destruction of NDMA and NDMA Precursors During Wastewater Treatment. Water Reuse Foundation, Alexandria, USA.
- Sedlak, D. L. und von Gunten (2011) The Chlorine Dilemma. Science, Vol. 331, Nr. 6013, 42-43.
- Seviour, R. und Nielsen, P. H. (2010) Microbial Ecology of Activated Sludge. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Shang, N. C., Yu, Y. H., Ma, H. W., Chang, C. H. und Liou, M. L. (2006) Toxicity measurements in aqueous solution during ozonation of monochlorophenols. Journal of Environmental Management, Vol. 78(3), 216-222.
- Shin, G.A. und Sobsey, M.D. (2008) Inactivation of norovirus by chlorine disinfection of water. Water Research 42 (17), 4562-4568.
- Shorney-Darby, H. und Harms, L.L. (2010) Chlorination of Potable Water. In: Black and Veatch Corporation (Hrsg.) White's handbook of chlorination and alternative disinfectants. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.

-
- Shuval, H. I. (1990) Wastewater Irrigation in Developing Countries – Health Effects and Technical Solutions. The International Bank for Reconstruction and Development - The World Bank. Washington D. C., USA.
- Siegrist, H., Zimmermann, S., Zwicklenpflug, B., Boehler, M., Dorusch, F., Hollender, J., von Gunten, U., Fink, G., Ternes, T., A. Magdeburg, A., D. Stalter, D. und Oehlmann, J. (2010) Ozonation and PAC addition schemes, results of pilot and full-scale operations. Neptune workshop: Technical Solutions for Nutrient and Micropollutants Removal in WWTPs. Université Laval, Québec, Kanada.
- Sievers, M. (2011) Advanced Oxidation Processes. In: Peter Wilderer (Hrsg.) Treatise on Water Science. Elsevier Science & Technology, Amsterdam, Niederlande.
- Sinton, L.W., Finlay, R. K. und Reid, A .J. (1996) A simple membrane filtration-elution method for the enumeration of F-RNA, F-DNA and somatic coliphages in 100-mL water samples. Journal of Microbiological Methods, Vol. 25, 257-269.
- Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. und Stenström, T. (2006) Efficacy of water treatment processes. In: MICRORISK - Microbiological risk assessment: a scientific basis for managing drinking water safety from source to tap. Abschlussbericht. Online verfügbar unter: http://www.microrisk.com/uploads/microrisk_efficacy_of_water_treatment_processes.pdf (zuletzt zugegriffen im August 2012).
- Snow, J. (1955) On the mode of communication of cholera. John Churchill, London, Großbritannien.
- Snyder, S. A., Wert, E. C., Lei, H., Westerhoff, P. und Yoon, Y. (2007) Removal of EDC's and Pharmaceuticals in Drinking and Reuse Treatment Processes. AWWA Research Foundation, Denver, USA.
- Sobsey, M. D., Hall, R. M. und Hazard, R. L. (1995) Comparative reductions of hepatitis A virus, enteroviruses and coliphage MS2 in miniature soil columns. Water Science and Technology, Vol. 31(3-6), 203-209.
- Sommer, R. (2006) Anforderungen an die UV-Desinfektion von Trinkwasser. Praxisseminar Wasser & Hygiene. Klinisches Institut für Hygiene und Medizinische Mikrobiologie Medizinische Universität Wien, Österreich.
- Sommer, R., Lhotsky, T., Haider, T. und Cabaj, A. (2000) UV inactivation, liquid-holding recovery, and photoreactivation of Escherichia coli O157 and

-
- other pathogenic *Escherichia coli* strains in water. *Journal of Food Protection*, Vol. 63, Nr. 8, 1015-1020.
- Son, H., Cho, M., Chung, H., Choi, S. und Yoon, J. (2004) Bactericidal activity of mixed oxidants: comparison with free chlorine. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, Vol. 10, 705-709.
- Son, H., Cho, M., Kim, J., Oh, B., Chung, H. und Yoon, J. (2005) Enhanced disinfection efficiency of mechanically mixed oxidants with free chlorine. *Water Research*, Vol. 39, 721–727.
- Soroushian, F. und Kitis, M. (2003) Disinfection of Wastewater with Peracetic Acid. California Water Environment Association Annual Conference, Ontario, USA.
- Staehelin, J. und Hoigné, J. (1985) Decomposition of Ozone in Water in the Presence of Organic Solutes Acting as Promoters and Inhibitors of Radical Chain Reactionst. *Environmental Science and Technology*, Vol. 79, 1206-1213.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Weil, M., Knacker, T. und Oehlmann, J. (2009) Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Research*, Vol. 44(2), 439–448.
- Stalter, D., Magdeburg, A. und Oehlmann, J. (2010) Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. *Water Research*, Vol. 44, 2610–2620.
- Svecevicus, G., Syvokiene, J., Stasiūnaite, P. und Mickeniene, L. (2005) Acute and chronic toxicity of chlorine dioxide (ClO_2) and chlorite (ClO_2^-) to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 12(5), 302-305.
- Swietlik, J., Dabrowska, A., Raczyk-Stanislawiak, U. und Nawrocki J. (2004) Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Research*, Vol. 38, 547-558.
- Szewzyk, R., López-Pila, J. M. und Feuerpfeil, I. (2006) Entfernung von Viren bei der Trinkwasseraufbereitung – Möglichkeiten einer Risikoabschätzung. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung –Gesundheitsschutz*, Vol. 49, 1059–1062.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. und Stensel, H. D. (2003) *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. Metcalf & Eddy Inc., McGraw-Hill Science/Engineering/Math., New York, USA.

-
- Ternes, T. A., Stuber J., Herrmann N., D. McDowell, Ried A., Kampmann, M. Teiser B. (2003) Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research*, Vol. 37, 1976–1982.
- Ternes, T.A., Janex-Habibi, M.-L., Knacker, T., Kreuzinger, N. und Siegrist, H. (2006) POSEIDON, detailed report related to the overall duration (1.1.2001-30.6.2004): Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. Online verfügbar unter: <http://poseidon.bafg.de/servlet/is/2888/Final-Report-POSEIDON-May2006.pdf?command=downloadContent&filename=Final-Report-POSEIDON-May2006.pdf> (zuletzt zugegriffen am 21.08.2012).
- Thayanukul, P., Kurisu, F., Kasuga, I. und Furumai, H. (2013) Evaluation of microbial regrowth potential by assimilable organic carbon in various reclaimed water and distribution systems. *Water Research*, Vol. 47, 225-232.
- Thompson, S. S., Jackson, J. L., Suva-Castillo, M., Yanko, W.A., El Jack, Z., Kuo, J., Chen, C., Williams, F. P. und Schnurr, D. P. (2003) Detection of infectious human Adenoviruses in tertiary treated and ultraviolet-disinfected wastewater. *Water Environ. Res.* 75 (2), 163–170.
- Thurston-Enriquez, J. A., Haas, C. N., Jacangelo, J., Riley K. und Gerba C. P. (2003) Inactivation of feline calicivirus and adenovirus type 40 by UV irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 69, 577-582.
- Thurston-Enriquez, J. A., Haas, C. N., Jacangelo, J. und Gerba C. P. (2005) Inactivation of Enteric Adenovirus and Feline Calicivirus by Chlorine Dioxide. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 71. Nr. 6, 3100-3105.
- Track, T. (2012) Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Dechema Eigenverlag, Frankfurt.
- TrinkwV – Trinkwasserverordnung (2011) Trinkwasserverordnung vom Mai 2011, Bundesgesetzblatt 748-774.
- UBA – Umweltbundesamt (2008) Leitlinie zur hygienischen Beurteilung von organischen Materialien im Kontakt mit Trinkwasser (KTW-Leitlinie). Online verfügbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/trinkwasser/pruefleitlinie.pdf> (zuletzt zugegriffen im April 2013)
- Uhl, W. (2001) Wiederverkeimung von Trinkwasser, Teil 2, Der Einfluss von Aufbereitungsverfahren und die Sicherung und Kontrolle der Wasserqualität. *bbr - Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau* 1/2001, 38 - 42.

-
- Uhl, W. und Schaule, G. (2004) Establishment of HPC(R2A) for regrowth control in nonchlorinated distribution systems. *International Journal of Food Microbiology*, Vol. 92(3), 317 - 325.
- Uhlig, S. (2008) Mikrobiologisches Messen. In: Feuerpfeil, I. und Botzenhart, K. (Hrsg.) *Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis, Nachweismethoden, Bewertungskriterien, Qualitätssicherung, Normen*. Wiley-VCH, Weinheim.
- UM BW - Umweltministerium Baden-Württemberg (2012) *Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer - Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012*. UM BW, Stuttgart.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2012) WWAP (World Water Assessment Programme) *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, Frankreich.
- UQN-RL - Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L348, 84-97.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (1986) *Design manual: municipal wastewater disinfection*. USEPA, Office of Research and Development, Water Engineering Research Laboratory, Center of Environmental Research Information, Cincinnati, USA.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (1998) *Technologies and Costs for Control of Disinfection By-products*. Bericht Nr. EPA-PB99-111486, Washington DC, USA.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (1999) *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*. USEPA, Office of Water, Washington DC, USA.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (2002) *Method 1600: Enterococci in Water by Membrane Filtration Using membrane-Enterococcus Indoxyl- β -D-Glucoside Agar (mEI)*. EPA 821-R-02-022. USEPA, Office of Water, Washington DC, USA.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (2002) *Method 1600, Determination of inorganic oxyhalide disinfection by-products in drinking water using ion chromatography incorporating the addition of a suppressor*

acidified postcolumn reagent for trace bromate analysis. USEPA, Office of Groundwater and Drinking Water, Washington DC, USA.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2003) Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual. USEPA, Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington DC, USA.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2012) Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618. USEPA, Office of Water, Washington DC, USA.

Van der Kooij, D., Visser, A. und Hijnen, W. A. M. (1982) Determination of easily assimilable organic carbon in drinking water. Journal of the American Water Works Association, Vol. 74, 540 - 545.

Van der Kooij, D. (1987) The effect of treatment on assimilable organic carbon in drinking water. p. 317-328. In: Huck, P. M. und Toft, P. (Hrsg.) Proceedings of the Second National Conference on Drinking Water, Edmonton, Kanada, 7 - 8 April 1986. Pergamon Press, London, Großbritannien.

Van der Kooij, D. (2000) Biological Stability: A Multidimensional Quality Aspect of Treated Water. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 123, Nr. 1-4, 25-34.

Van der Walt, J. J. (2002) The modelling of water treatment process tanks. Dissertation. Rand Afrikaans University, Johannesburg, Südafrika.

Varjian, R. D. (2003) Salt, chlor-alkali and related chemicals. In: Kent, J. A. (Hrsg.) Riegel's Handbook of Industrial Chemistry. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York, USA.

Venczel, L. V., Likirdopulos, C. A., Robinson, C. E. and Sobsey, M. D. (2004) Inactivation of enteric microbes in water by electro-chemical oxidant from brine (NaCl) and free chlorine. Water Science and Technology, Vol. 50(1), 141-146.

Villanueva, C. M., Cantor, K. P., Grimalt, J. O., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., Garcia-Closas, R., Serra, C., Carrato, A., Castano-Vinyals, G., Marcos, R., Rothman, N., Real, F. X., Dosemeci, M. und Kogevinas, M. (2007) Bladder Cancer and Exposure to Water Disinfection By-Products through Ingestion, Bathing, Showering, and Swimming in Pools. American Journal of Epidemiology, Vol. 165, Nr. 2, 148-156.

Varela Villarreal, J., Jungfer, C., Obst, U. und Schwartz, T. (2011) Live/Dead Discrimination of Biofilm Bacteria from a Drinking Water Pilot Distribution System. Tagungsband VAAM, 3.-6. April, 2011, Karlsruhe.

-
- Vital, M., Hammes, F. und Egli, T. (2012) Competition of *Escherichia coli* O157 with a drinking water bacterial community at low nutrient concentrations. *Water Research*, Vol. 46, 6279-6290.
- Vogt, E. D. (2010) Chlorine Feed Systems. In: Black and Veatch Corporation (Hrsg.) *White's handbook of chlorination and alternative disinfectants*. 5th edition. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- Volk, C.J. und LeChevallier, M.W. (2000) Assessing biodegradable organic matter. *Journal of the American Water Works Association*, Vol. 92(5), 64-76.
- Volkman, H., Rieder, A., Brändle, M., Gusbeth, C., Frey, W. und Schwartz, T. (2011) Untersuchung zur Desinfektion mit einem innovativen Verfahren auf der Basis der Elektroimpulstechnologie am Beispiel mikrobiell hochbelasteter Abwässer. BMBF-Abschlussbericht, Bonn.
- Von Gunten, U. und Hoigné, J. (1994) Bromate Formation during Ozonation of Bromide-Containing Waters: Interaction of Ozone and Hydroxyl Radical Reactions. *Environmental Science and Technology*, Vol. 28, 1234-1242.
- Von Gunten, U. (2003) Ozonation of drinking water: Part 1: Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* Vol. 37(7), 1443-1467.
- Von Gunten, U., Salhi, E., Schmidt, C. K. und Arnold, W. A. (2010) Kinetics and Mechanisms of N-Nitrosodimethylamine Formation upon Ozonation of N,N-Dimethylsulfamide-Containing Waters: Bromide Catalysis. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, 5762-5768.
- Von Sonntag und von Gunten (2012) *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater treatment*. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Wagner E. G. und Lanoix J. N. (1958) *Excreta disposal for rural areas and small communities*. WHO, Monograph Series, No 39, Genf, Schweiz.
- Wagner, M. (2010) *Pathogene Mikroorganismen*. In: Busch, U. (Hrsg.) *Molekularbiologische Methoden in der Lebensmittelanalytik*, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Waldhoff, A. (2008) *Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF)*. Dissertation, Universität Kassel. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 30, Kassel.
- Wang, L.-S., Hu, H.-Y. und Wang, C. (2007) Effect of Ammonia Nitrogen and Dissolved Organic Matter Fractions on the Genotoxicity of Wastewater Effluent during Chlorine Disinfection. *Environmental Science and Technology*, Vol. 41, 160-165

-
- Wang, X., Hu, X., Wang, H. und Hu C. (2012) Synergistic effect of the sequential use of UV irradiation and chlorine to disinfect reclaimed water. *Water Research*, Vol. 46(4), 1225-1232.
- Wani, S. A., Ahmad, F., Zargar, S. A., Amin, A., Dar, Z. A. und Dar, P. A. (2010) Intestinal Helminthiasis in Children of Gurez Valley of Jammu and Kashmir State, India. *Journal of Global Infectious Diseases*, Vol. 2(2), 91-94.
- Water Environment Federation (2006) *Wastewater Disinfection – Training Manual*. Water Environment Federation, Alexandria, USA.
- Watson, H. E. (1908) A Note on the Variation of the Rate of Disinfection with Change in the Concentration of the Disinfectant. *The Journal of Hygiene* Vol. 8 (4), 536-542.
- Watson, K., Shaw, G., Leusch, F. D. L. und Knight, N. L. (2012) Chlorine disinfection by-products in wastewater effluent: Bioassay-based assessment of toxicological impact. *Water Research*, Vol. 46, 6069-6083.
- Weibler, W. (2005) Trinkwasserdesinfektion mit typgeprüften UV-Desinfektionsanlagen. *bbr - Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau* Vol. 11, 56 - 63.
- Weinrich, L. A., Giraldo, E. und LeChevallier, M. W. (2009) Development and Application of a Bioluminescence-Based Test for Assimilable Organic Carbon in Reclaimed Waters. *Applied and Environmental Research*, Vol. 75(23), 7385–7390.
- Weinrich, L. A., Jjemba, P. K., Giraldo, E. und LeChevallier, M. W. (2010) Implications of organic carbon in the deterioration of water quality in reclaimed water distribution systems. *Water Research*, Vol. 44, 5367-5375.
- Wen, Q., Tutuka, C., Keegan, A. und Jin, B. (2009) Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, 1442–1447.
- Wert, E. C., Rosario-Ortiz, F. L., Drury, D. D. und Snyder, S. A. (2007) Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Research*, Vol. 41, 1481–1490.
- WHO - World Health Organization (2005) *State of the art of vaccine research and development*. WHO Press, Genf, Schweiz.
- WHO - World Health Organization (2006) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey-water, Volume 2 Wastewater use in agriculture*. WHO Press, Genf, Schweiz.

-
- WHO - World Health Organization (2011) Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition. WHO Press, Genf, Schweiz.
- WHO - World Health Organization (2012a) UN-water global annual assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2012 report: the challenge of extending and sustaining services. WHO Press, Genf, Schweiz.
- WHO - World Health Organization (2012c) Cholera, 2001. Weekly epidemiological record, Vol. 87, 289-304.
- WHO - World Health Organization (2012b) Accelerating work to overcome the global impact of neglected tropical diseases - A roadmap for implementation. WHO Press, Genf, Schweiz.
- WHO und OECD - World Health Organization and Organization for Economic Co-operation and Development (2003) Assessing Microbial Safety of Drinking Water. IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Wilhelm, S. (2008) Wasseraufbereitung - Chemie und chemische Verfahrenstechnik. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.
- Williams, C., McAuliffe, C., Mieog, J., Lynch, M. und Bates, J. (2009) Trials Overcome Tribulations - Innovation and Demonstration for a 700MLD Capacity Advanced Wastewater Treatment Plant. Tagungsproceedings. International Ultraviolet Association & International Ozone Association. Mai 2009, Cambridge, USA.
- Winward, G. P. (2007) Disinfection of grey water. Dissertation. Centre for Water Sciences, Department of Sustainable Systems, School of Applied Sciences, Cranfield University. Cranfield, Großbritannien.
- Winward, G. P., Avery, L. M., Stephenson, T. und Jefferson, B. (2008) Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles. Water Research, Vol. 42(1-2), 483 - 491.
- Wirth, R. (2010) Energie- und Kostenvergleichsbetrachtung verschiedener Abwasserdesinfektionssysteme – Teil 2: Chlordioxid. Unveröffentlichte Mitteilung, Heidelberg.
- Wolf, D. (2009) Probleme und Perspektiven der Nutzung elektrodiaphragmatisch hergestellter Desinfektionsmittel. Dissertation. Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin
- Woodall, C. J. (2010) Waterborne diseases - What are the primary killers? Desalination, Vol. 252, 199-204.

- Wricke, B., Petzoldt, H., Korth, A., Krüger, M., Andrusch, T., Böhm, U. und Häusler, H. (2002) Minimierung der Desinfektionsnebenproduktbildung und der Wiederverkeimung im Verteilungsnetz von Fernwasserversorgungssystemen. BMBF Abschlussbericht. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Karlsruhe.
- Wricke, B. (2011) Wasseraufbereitung. In: Fritsch, P., Knaus, W., Merkl, G., Preininger, E., Rautenberg, J., Weiß, M. und Wricke, B. (Hrsg.) Taschenbuch der Wasserversorgung. Vieweg und Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Würtele, M. A., Kolbe, T., Lipsz, M., Külberg, A., Weyers, M., Kneissl, M. und Jekel M. (2011) Application of GaN-based ultraviolet-C light emitting diodes – UV LEDs – for water disinfection. *Water Research*, Vol. 45, 1481–1489.
- Wyer, M. D., Wyn-Jones, A. P., Kay, D. Au-Yeung, H.-K. C., Girones, R., Lopez-Pila, J., de Roda Husman, A. M., Rutjes S. und Schneider, O. (2012) Relationships between human adenoviruses and faecal indicator organisms in European recreational waters. *Water Research*, Vol. 46, 4130 - 4141.
- Wyn-Jones, A.P., Carducci, A., Cook, N., D'Agostino, M., Divizia, M., Fleischer, J., Gantzer, C., Gawler, A., Girones, R., Höller, C., de Roda Husman, A.M., Kay, D., Kozyra, I., López-Pila, J., Muscillo, M., Nascimento, M.S., Papageorgiou, G., Rutjes, S., Sellwood, J., Szewzyk, R. und Wyer, M. (2011) Surveillance of adenoviruses and noroviruses in European recreational waters. *Water Research*, Vol. 45(3), 1025-1038.
- Xu, P., Janex, M.-L., Savoye, P., Cockx, A. und Lazarova, V. (2002) Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Research*, Vol. 36(4), 1043 - 1055.
- Yang, X., Shang, C. und Huang, J.-C. (2005) DBP formation in breakpoint chlorination of wastewater. *Water Research*, Vol. 39, 4755–4767.
- Yuan, F., Hu, C., Hu, X., Wei, D., Chen, Y. und Qu, J. (2011) Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/H₂O₂ process. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 185, 1256–1263.
- Zhang, W. und DiGiano, F. A. (2002) Comparison of bacterial regrowth in distribution systems using free chlorine and chloramine: a statistical study of causative factors. *Water Research*, Vol. 36, 1469–1482.
- Zimmer, J. L. und Slawson, R. M. (2002) Potential repair of *Escherichia coli* DNA following exposure to UV radiation from both medium- and low-pressure UV sources used in drinking water treatment. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 68, Nr. 7, 3293-3299.

-
- Zimmermann, S. G. (2011) Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich.
- Zimmermann, S. G., Wittenwiler, M, Hollender, J, Krauss, M. Ort, C., Siegrist, H. und von Gunten U. (2011) Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Research*, Vol. 45, 605-617.

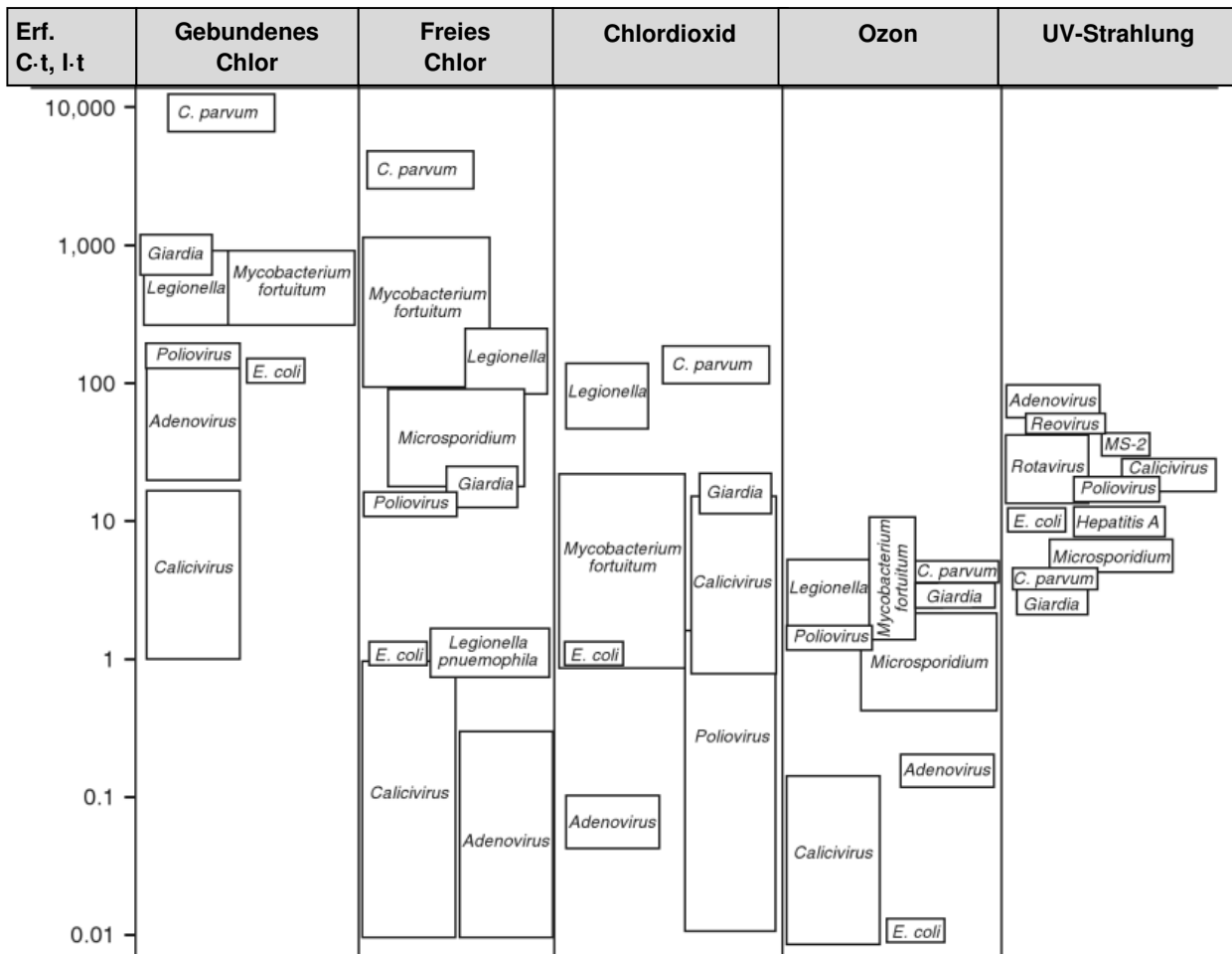


9. Verzeichnis der Anhänge

| | | |
|------------|--|------|
| Anhang 1: | Vergleich der Desinfektionsanforderungen..... | 9-2 |
| Anhang 2: | Versuchsphasen mit zugeordneten Analyseparametern..... | 9-3 |
| Anhang 3: | V Versuchsergebnisse der Vorversuche zur Fällmitteldosierung während der Versuchsphase I..... | 9-4 |
| Anhang 4: | Geschwindigkeitsverteilung im Reaktionsbehälter und Ergebnis des Tracertests | 9-7 |
| Anhang 5: | Übersicht der eingesetzten Analyseverfahren | 9-9 |
| Anhang 6: | Wasserqualität des behandelten Abwassers im Ablauf der Nachklärung der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt, Mittelwerte und Standardabweichungen | 9-12 |
| Anhang 7: | Reinigungsleistung der chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlungsstufe (Phase I) | 9-13 |
| Anhang 8: | Reinigungsleistung des Mikrosiebs und des Sandfilters..... | 9-14 |
| Anhang 9: | Ablauf Nachklärbecken, Analyse in homogenisierter und filtrierter Probe (n = 9) | 9-16 |
| Anhang 10: | Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers..... | 9-16 |
| Anhang 11: | Ergebnisse der Einzelstoffanalyse der Trihalogenmethane im Ablauf der Chloreelektrolyseanlage, $\mu\text{g/L}$ | 9-21 |
| Anhang 12: | Ergebnisse der Spurenstoffanalyse, ng/L | 9-22 |
| Anhang 13: | Toxizität im Zulauf und im Ablauf der Desinfektionsanlagen während der Phasen II (oben), IIIa (Mitte) und IIIb (unten) .. | 9-24 |
| Anhang 14: | Fotos der Versuchsanlagen | 9-25 |
| Anhang 15: | Netzdiagramm Verfahrensvergleich..... | 9-28 |

Anhang 1: Vergleich der Desinfektionsanforderungen

Übersicht der erforderlichen Ct- bzw. It (UV-Strahlung)-Werte zur Inaktivierung von 99 % der dargestellten Mikroorganismen in (nach Jacangelo, 2002, in: Crittenden et al., 2012)



Versuchsbedingungen: i.d.R. Labororganismen (nicht aggregiert oder partikelassoziiert), gepuffertes Wasser (pH 7) bei 20 bis 25 °C, ohne Wasserinhaltsstoffe mit desinfektionsmittelzehrender Wirkung

Anhang 2: Versuchsphasen mit zugeordneten Analyseparametern

| Versuchs- phase / Unter- suchungsziel | | Phase I (6 Wochen) | | | | | Phase II (6 Monate) | | | | | Phase IIIa (8 Monate) | | | | | Phase IIIb (6 Monate) | | | | |
|---|--|--|------------------|----------------|----|--|---------------------------------|------------------|----------------|----|--|-----------------------|------------------|----------------|----|--|-----------------------|------------------|----------------|----|--|
| | | chem. unterst. mech. Abwasserbehandlung | | | | | Belebtschlammverfahren (BSV) | | | | | BSV + Mikrosiebung | | | | | BSV + Sandfiltration | | | | |
| | Parameter | Cl ₂ | ClO ₂ | O ₃ | UV | | Cl ₂ | ClO ₂ | O ₃ | UV | | Cl ₂ | ClO ₂ | O ₃ | UV | | Cl ₂ | ClO ₂ | O ₃ | UV | |
| Inaktivierung von Krankheits- erregern | <i>E. coli</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Gesamtcolliforme Bakterien | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Enterokokken | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Somatische Coliphagen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mikrobiologische Stabilität | Koloniezahl | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>P. aeruginosa</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>E. coli</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Gesamtcolliforme Bakterien | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Umwelt- auswirkungen | DOC | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Toxizität | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Desinfektionsnebenprodukte* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Restdesinfektionsmittel* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | weitere Wasserqualitätsparameter* Spurenstoffe* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * die im Einzelnen untersuchten Parameter sind in Kapitel 4.4 beschrieben | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Anhang 3: Versuchsergebnisse der Vorversuche zur Fällmitteldosierung während der Versuchsphase I

PAX XL 3116F (Kemira), Ergebnisse nach 30 min Sedimentation

| | Dosis [mL/L] | Flocken- größe [mm] | Trübung [FNU] | VSV* [mL/L] | pH-Wert [-] | Leit- fähigkeit [mS/cm] |
|---|------------------------|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| 1 | 0,05 | 1,0 | 90 | 26 | 8,0 | 1,77 |
| 2 | 0,10 | 1,0 | 63 | 36 | 7,5 | 1,79 |
| 3 | 0,20 | 1,5 | 19 | 85 | 7,3 | 1,82 |
| 4 | 0,30 | 1,5 | 11 | 120 | 7,2 | 1,85 |
| 5 | 0,35 | 2,0 | 7,5 | 130 | 7,1 | 1,86 |
| 6 | 0,40 | 2,5 | 8,6 | 135 | 7,0 | 1,89 |
| 7 | Referenz | - | 171 | - | 8,0 | 1,74 |

Polymaxx 281 (VTA), Ergebnisse nach 30 min Sedimentation

| | Dosis [mL/L] | Flocken- größe [mm] | Trübung [FNU] | VSV* [mL/L] | pH-Wert [-] | Leit- fähigkeit [mS/cm] |
|---|------------------------|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| 1 | 0,01 | 0,5 | 168 | 11 | 7,8 | 1,77 |
| 2 | 0,05 | 0,5 – 1,0 | 122 | 6 | 7,8 | 1,75 |
| 3 | 0,10 | 2,0 – 3,0 | 38 | 27 | 7,7 | 1,76 |
| 4 | 0,125 | 3,0 – 4,0 | 19 | 43 | 7,6 | 1,77 |
| 5 | 0,15 | 3,0 – 5,0 | 16 | 35 | 7,6 | 1,75 |
| 6 | Referenz | | 160 | 20 | 7,9 | 1,74 |

Nanofloc (VTA), Ergebnisse nach 30 min Sedimentation

| | Dosis [g/L] | Flocken- größe [mm] | Trübung [FNU] | VSV* [mL/L] | pH-Wert [-] | Leit- fähigkeit [mS/cm] |
|---|-----------------------|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| 1 | 0,025 | 1 - 2 | 119 | 10,5 | 8,0 | 2,11 |
| 2 | 0,05 | 2 - 3 | 121 | 23 | 7,9 | 2,11 |
| 3 | 0,10 | 2 - 3 | 116 | 7,5 | 7,8 | 2,10 |
| 4 | 0,20 | 2 - 3 | 109 | 23,5 | 7,8 | 2,07 |
| 5 | 0,25 | 3 - 5 | 94 | 26 | 7,7 | 2,07 |
| 6 | 0,35 | 4 - 6 | 69 | 24 | 7,6 | 2,05 |
| 7 | Referenz | - | 115 | 11,5 | 7,9 | 2,12 |

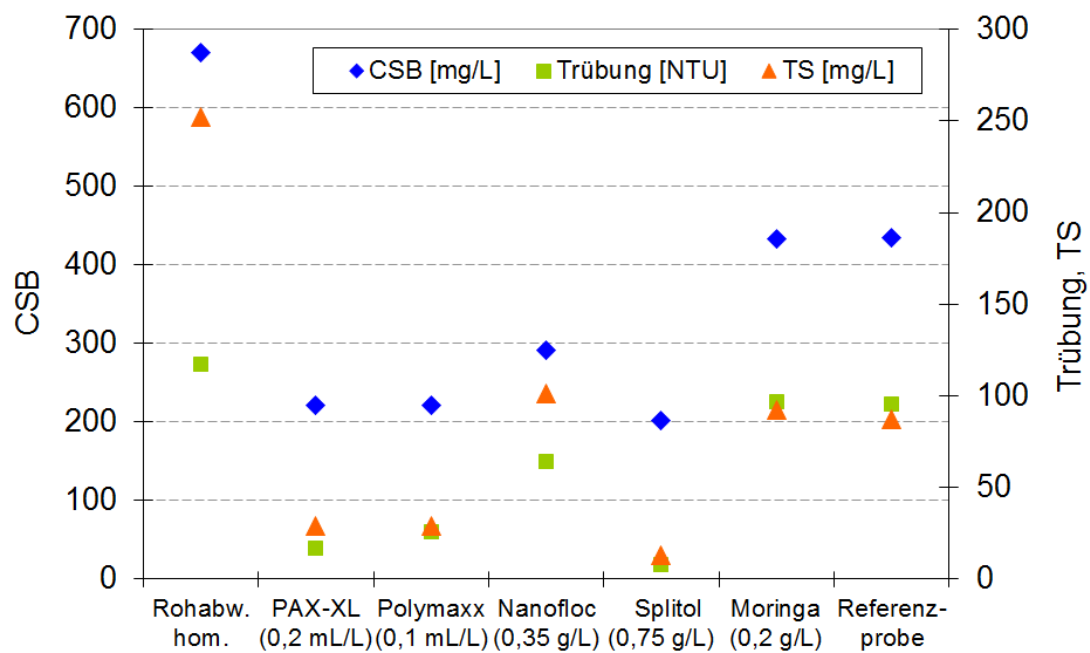
Splitol FR (Kemira), Ergebnisse nach 30 min Sedimentation

| | Dosis [g/L] | Flocken- größe [mm] | Trübung [FNU] | VSV* [mL/L] | pH-Wert [-] | Leit- fähigkeit [mS/cm] |
|---|-----------------------|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| 1 | 0,5 | - 20 | 16,0 | 35 | 7,8 | 2,21 |
| 2 | 0,75 | - 25 | 10,3 | 42 | 7,7 | 2,24 |
| 3 | 1,0 | - 30 | 8,1 | 36 | 7,6 | 2,27 |
| 4 | Referenz | - | 114,5 | 11,5 | 7,9 | 2,12 |

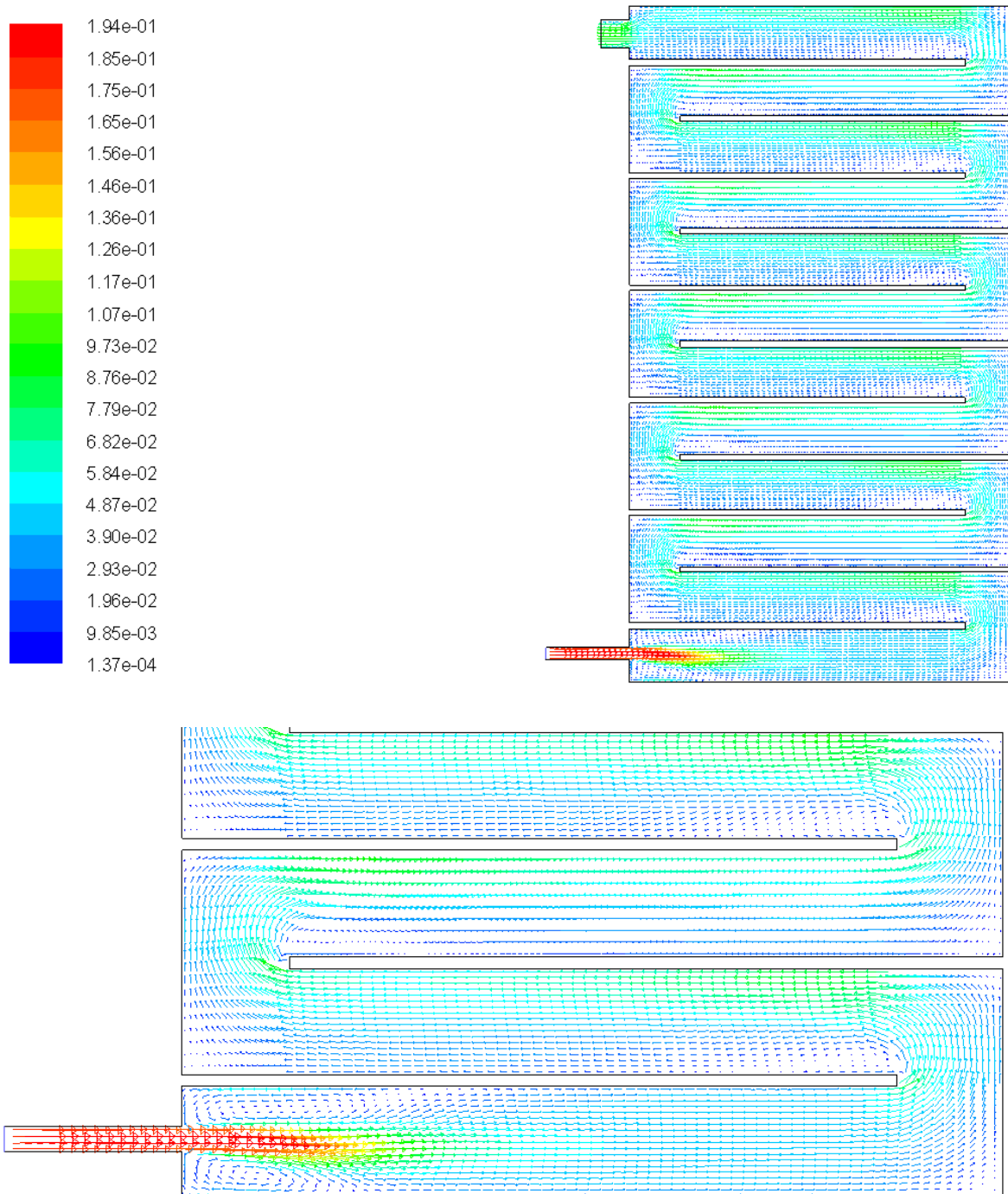
Moringa oleifera, gemahlene Samen, Ergebnisse nach 30 min Sedimentation

| | Dosis [g/L] | Flocken- größe [mm] | Trübung [FNU] | VSV* [mL/L] | pH-Wert [-] | Leit- fähigkeit [mS/cm] |
|---|----------------|---------------------------|------------------|----------------|----------------|-------------------------------|
| 1 | 0,01 | 1 - 3 | 82,1 | 15 | 7,96 | 2,11 |
| 2 | 0,02 | 1 - 3 | 89 | 13 | 7,93 | 2,12 |
| 3 | 0,04 | 1 - 3 | 87,9 | 15 | 7,92 | 2,11 |
| 4 | 0,10 | 1 - 4 | 89,3 | 16 | 7,90 | 2,11 |
| 5 | 0,20 | 1 - 4 | 92,6 | 15,5 | 7,87 | 2,11 |
| 6 | Referenz | - | 89,2 | 15 | 7,91 | 2,11 |

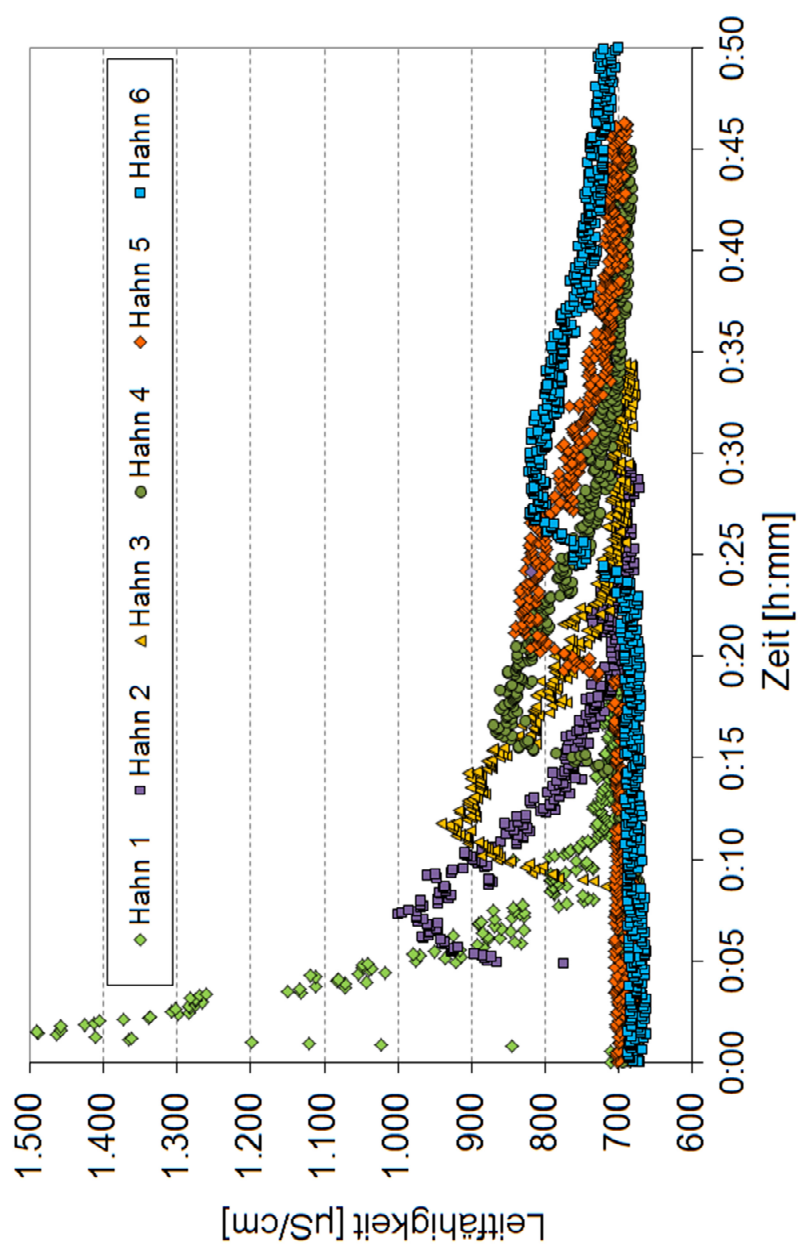
Ergebnis des Flockungsversuchs mit optimierter Dosis



Anhang 4: Geschwindigkeitsverteilung im Reaktionsbehälter und Ergebnis des Tracertests



Ergebnisse CFD-Simulation bei $Q = 12 \text{ m}^3/\text{h}$, Geschwindigkeit in $[\text{m/s}]$



Ergebnisse des Tracertests zur Bestimmung der Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter, $Q = 0,875 \text{ m}^3/\text{h}$

Anhang 5: Übersicht der eingesetzten Analyseverfahren

| Analyse-parameter | Einheit | Bestimmungsvorschrift, Analyse-methode/Messsonde | Labor |
|--|----------------|--|-------|
| Abfiltrierbare Stoffe (AFS) | mg/L | DIN 38409 (H2) (1987) | TUD |
| Ammoniumstickstoff (NH ₄ -N) | mg/L | Ammonium Küvetten-Test, Hach Lange GmbH, LCK304 und LCK305 | TUD |
| AOX | µg/L | DIN EN ISO 9562 (H14) (2005) | HW |
| Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅) | mg/L | DIN EN 1899-1 (1998) | TUD |
| Bromat | mg/L | Ionenchromatographische Bestimmung in Anlehnung an EPA-326 (2002) | HW |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | mg/L | CSB Küvetten-Test, Hach Lange GmbH LCK314 und LCK514 | TUD |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | mg/L | DIN ISO 15705 (H45) (2003), CSB Küvetten-Test, Hach Lange GmbH, LCI500 | HW |
| Chlor (freies Chlor und Gesamtchlor) | mg/L | DIN EN ISO 7393-2 (2000), DPD-Methode, | TUD |
| Chlordioxid | mg/L | DULCOTEST Chlordioxid Messzelle, ProMinent Dosiertechnik GmbH | TUD |
| Chlordioxid | mg/L | DIN 38408-5 (1990), DPD-Methode | TUD |
| Chlorid | mg/L | DIN EN ISO 10304-1 (D20) (2009) | HW |
| Chlorit | mg/L | DIN EN ISO 10304-4 (1999) | HW |
| <i>E. coli</i> | MPN/ 100 mL | Colilert-18-Verfahren, IDEXX GmbH (geprüftes Alternativverfahren zur DIN EN 9308-1 (2001)) | TUD |

| | | | |
|--|----------------|---|-----|
| <i>Enterokokken</i> | MPN/ 100 mL | Enterolert Verfahren, IDEXX GmbH, in Anlehnung an DIN EN ISO 7899-2 (2000) | TUD |
| Gelöster organi- scher Kohlenstoff (DOC) | mg/L | TOC Küvetten-Test, Hach Lange GmbH, LCK385 und LCK386 | TUD |
| Gelöster organ- ischer Kohlenstoff (DOC) | mg/L | DIN EN 1484 (H3) (1997) | HW |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/ 100 mL | Colilert-18-Verfahren, IDEXX GmbH (geprüftes Alternativverfahren zur DIN EN 9308-1 (2001)) | TUD |
| Koloniezahl (22 °C) | KBE/mL | DIN EN ISO 6222 (1999) bzw. nach TrinkwVaF, Anl.1, Nr.5 (2001) | HW |
| Koloniezahl (36 °C) | KBE/mL | DIN EN ISO 6222 (1999) bzw. nach TrinkwVaF, Anl.1, Nr.5 (2001) | HW |
| Leitfähigkeit | µS/cm | DIN EN 27888 (1993); Messsonde von Endress+Hauser Messtechnik GmbH+Co. KG und WTW GmbH | TUD |
| Nitrat (NO ₃ -N) | mg/L | NO ₃ -N Küvetten-Test, Hach Lange GmbH, LCK339 | TUD |
| Ozon (Flüssig- phase) | mg/L | DPD-Methode nach DIN 38408-3 (2011) | TUD |
| Ozon (Gasphase) | mg/L | DIN EN 14625, Ultraviolett- Photometrische Bestimmung, Ozone Analyzer BMT 964 BT, BMT Messtech- nik GmbH | TUD |
| pH-Wert | - | DIN EN ISO 10523 (2012); Messsonde von Endress+Hauser Messtechnik GmbH+Co. KG und WTW GmbH | TUD |
| <i>Pseudomonas aeruginosa</i> | MPN/ 100 mL | Pseudalert-Verfahren, IDEXX GmbH, in Anlehnung an DIN EN ISO 16266 (2008) | HW |

| | | | |
|--|--------|---|-----|
| Redoxpotential | mV | DULCOTEST Redox Elektrode, ProMinent Dosiertechnik GmbH | TUD |
| <i>Somatische Coliphagen</i> | PFU/mL | DIN EN ISO 10705-2 (K17) (2002) | HW |
| Toxizität gegenüber Leuchtbakterien | G* | DIN EN ISO 11348-3 (2009) | HW |
| Trihalogenmethane (Bromdichlormethan, Chlordibrommethan, Tribrommethan, Trichlormethan) | µg/L | DIN EN ISO 10301 (F4) (1997) | HW |
| Trübung | FNU | DIN EN ISO 7027 (2000) | TUD |
| Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK ₂₅₄) | 1/m | DIN 38404-3 (2005) | TUD |
| Spektraler Schwächungskoeffizient (SSK ₂₅₄) | 1/m | DIN 38404-3 (2005) | TUD |
| Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK ₂₅₄) | 1/m | DIN 38404-3 (2005); Prozess-Sonde UVAS plus sc, Hach Lange GmbH | TUD |

* G – Verdünnungsstufe, bei der G-Wert entspricht der geringsten Verdünnung, bei der keine Hemmung (bzw. < 20 % Hemmung), beobachtet werden. Diese Verdünnungsstufe entspricht dem reziproken Wert des Volumenanteils von Abwasser im Verdünnungswasser, bei der der Test durchgeführt wird.

TUD – Technische Universität Darmstadt, Labore des IWAR Instituts

HW – Hessenwasser, Zentrallabor

Anhang 6: Wasserqualität des behandelten Abwassers im Ablauf der Nachklärung der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Eberstadt, Mittelwerte und Standardabweichungen

| Parameter | Einheit | Ablauf Nachklärung, | | |
|---------------------------|----------------|--|--|--|
| | | Phase II | Phase IIIa | Phase IIIb |
| CSB | mg/L | 27,6 (\pm 5,7) | 32,9 (\pm 12,6) | 31,5 (\pm 7,9) |
| BSB ₅ | mg/L | < 3 (-) | < 3 (-) | < 3 (-) |
| DOC | | 8,2 (\pm 2,6) | 6,1 (\pm 4,6) | 6,4 (\pm 0,9) |
| SAK ₂₅₄ | l/m | 18,4 (\pm 4,2) | 21,8 (\pm 5,3) | 20,6 (\pm 3,3) |
| NH ₄ -N | mg/L | 0,4 (\pm 0,4) | 0,2 (\pm 0,1) | 0,2 (\pm 0,1) |
| Trübung | FNU | 2,9 (\pm 1,0) | 5,4 (\pm 4,1) | 5,6 (\pm 3,4) |
| AFS | mg/L | 9,9 (\pm 5,7) | | |
| pH | - | 7,1 (\pm 0,2) | 7,3 (\pm 0,1) | 7,2 (\pm 0,2) |
| Leitfähigkeit | μ S/cm | 895 (\pm 281) | 972 (\pm 253) | 1059 (\pm 204) |
| <i>E. coli</i> | MPN/ 100 mL | $2,3 \cdot 10^4$ ($\pm 1,2 \cdot 10^4$) | $1,9 \cdot 10^4$ ($\pm 8,2 \cdot 10^3$) | $6,1 \cdot 10^4$ ($\pm 2,7 \cdot 10^4$) |
| Gesamtcolif. Bakterien | MPN/ 100 mL | $7,8 \cdot 10^4$ ($\pm 4,0 \cdot 10^4$) | $8,0 \cdot 10^4$ ($\pm 4,0 \cdot 10^4$) | $2,0 \cdot 10^5$ ($\pm 7,8 \cdot 10^4$) |
| Enterokokken | MPN/ 100 mL | $9,9 \cdot 10^3$ ($\pm 5,1 \cdot 10^3$) | $7,4 \cdot 10^3$ ($\pm 4,3 \cdot 10^3$) | $3,0 \cdot 10^4$ ($\pm 1,4 \cdot 10^4$) |

Anhang 7: Reinigungsleistung der chemisch unterstützten mechanischen Abwasserbehandlungsstufe (Phase I)

| Parameter | Einheit | Rohab- wasser Mittel- wert | Ablauf Absetzb. Mittel- wert | Ablauf Mikro- sieb Mittel- wert | Reini- gungslei- stung* % |
|--|------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---|------------------------------------|
| CSB | mg/L | 759,5 | 283,5 | 167,1 | 78,0 (76,5) |
| SAK ₂₅₄ | l/m | 158,2 | 82,2 | 56,6 | 64,2 (61,7) |
| Trübung | FNU | 292,6 | 84,8 | 30,4 | 89,6 (88,9) |
| AFS | mg/L | 408,9 | 153,0 | 48,7 | 88,1 (87,3) |
| NH ₄ -N | mg/L | 107,0 | 93,2 | 77,2 | 27,8 (22,8) |
| <i>E. coli</i> | MPN/100 mL | $9,6 \cdot 10^6$ | $3,2 \cdot 10^6$ | $1,2 \cdot 10^6$ | 87,2 (86,4) |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/100 mL | $2,1 \cdot 10^7$ | $5,9 \cdot 10^6$ | $3,1 \cdot 10^6$ | 85,3 (84,3) |
| Enterokokken | MPN/100 mL | $3,7 \cdot 10^6$ | $2,1 \cdot 10^5$ | $7,6 \cdot 10^4$ | 98,0 (97,8) |
| * Vergleich Rohabwasser – Ablauf Mikrosieb (Werte in Klammern geben die Reinigungsleistung nach Herausrechnung des Einflusses der Verdünnung durch das reflektierte Spülwasser wieder) | | | | | |

Daten sind in Abbildung 26 dargestellt

Anhang 8: Reinigungsleistung des Mikrosiebs und des Sandfilters

Wasserqualität des behandelten Abwassers im Zu- und Ablauf des Mikrosiebs, Mittelwerte und Reinigungsleistung

| Parameter | Einheit | Zulauf Mikro- sieb | Ablauf Mikro- sieb | Reini- gungslei- stung % |
|--------------------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------------|
| CSB | mg/L | 32,9 | 24,8 | 24,5 |
| DOC | mg/L | 6,1 | 5,9 | 2,9 |
| SAK ₂₅₄ | l/m | 21,8 | 20,3 | 6,9 |
| Trübung | FNU | 5,4 | 1,7 | 69,2 |
| NH ₄ -N | mg/L | 0,2 | 0,2 | - |
| pH | | 7,3 | 7,3 | - |
| Leitfähigkeit | µS/cm | 972 | 972 | - |
| Giftigkeit geg. Leuchtbakte- rien | G _L -Wert ³¹ | - | 2,6 | - |
| AOX | µg/l | - | 40,5 | - |
| <i>E. coli</i> | MPN/100 mL | $1,9 \cdot 10^4$ | $1,7 \cdot 10^4$ | 16,3 |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/100 mL | $8,0 \cdot 10^4$ | $6,7 \cdot 10^4$ | 11,5 |
| Enterokokken | MPN/100 mL | $7,4 \cdot 10^3$ | $7,1 \cdot 10^3$ | 3,8 |
| Somatische Coliphagen | PFU/100 mL | $9,1 \cdot 10^1$ | $8,3 \cdot 10^1$ | 9,0 |

Daten sind in Abbildung 29 dargestellt

³¹ Als Maß für die Hemmwirkung der Abwasserprobe auf die Leuchtbakterien *Vibrio fischeri* wird nach DIN EN ISO 11348-3 der kleinste Verdünnungsfaktor angegeben, dessen Hemmwert die Schwelle von 20 % noch unterschreitet.

Wasserqualität des behandelten Abwassers im Zu- und Ablauf des Sandfilters, Mittelwerte und Reinigungsleistung

| Parameter | Einheit | Zulauf Sandfilter | Ablauf Sandfilter | Reinigungs- leistung % |
|---------------------------------|------------------------------------|----------------------|----------------------|------------------------------|
| CSB | mg/L | 31,5 | 24,4 | 22,6 |
| DOC | mg/L | 6,4 | 6,25 | 2,6 |
| SAK ₂₅₄ | l/m | 20,6 | 18,8 | 8,9 |
| Trübung | FNU | 5,6 | 1,6 | 72,3 |
| NH ₄ -N | mg/L | 0,2 | 0,1 | 63,2 |
| pH | | 7,2 | 7,2 | - |
| Leitfähigkeit | μS/cm | 1.059 | 1.059 | - |
| Giftigkeit geg. Leuchtbakterien | G _L -Wert ³² | | 2,0 | |
| AOX | μg/l | | 32,6 | |
| <i>E. coli</i> | MPN/100 mL | $3,0 \cdot 10^4$ | $1,2 \cdot 10^4$ | 60,9 |
| Gesamtcoliforme Bakterien | MPN/100 mL | $1,1 \cdot 10^5$ | $4,0 \cdot 10^4$ | 61,7 |
| Enterokokken | MPN/100 mL | $9,9 \cdot 10^3$ | $5,0 \cdot 10^3$ | 50,1 |
| Somatische Coliphagen | PFU/100 mL | $4,7 \cdot 10^3$ | $2,8 \cdot 10^3$ | 40,1 |

Daten sind in Abbildung 31 dargestellt

³² Als Maß für die Hemmwirkung der Abwasserprobe auf die Leuchtbakterien *Vibrio fischeri* wird nach DIN EN ISO 11348-3 der kleinste Verdünnungsfaktor angegeben, dessen Hemmwert die Schwelle von 20 % noch unterschreitet.

Anhang 9: Ablauf Nachklärbecken, Analyse in homogenisierter und filtrierter Probe (n = 9)

| Parameter | Einheit | Ablauf NKB, Mittelwerte | Ablauf NKB, Standardabw. |
|------------------------------------|---------|----------------------------|-----------------------------|
| CSB, homogenisiert | mg/L | 36,7 | 2,1 |
| CSB, filtriert | mg/L | 29,6 | 1,9 |
| SAK ₂₅₄ , homogenisiert | 1/m | 24,8 | 0,8 |
| SAK ₂₅₄ , filtriert | 1/m | 22,2 | 0,8 |

Anhang 10: Mikrobiologische Stabilität des behandelten Wassers

Heterotrophe kultivierbare Mikroorganismen (Koloniezahl) 22 °C, KBE/mL

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxid-dosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|---------------------|---------------------------------|---|-------------------|-----------------------------------|
| 0 | 20.000 | 52 | 1 | 6 | 10 |
| 2,5 | 34.600 | 36 | 1 | 1 | 14 |
| 7 | 13.200 | 24 | 1 | 1 | 12 |
| 24, (1) | 600 | 5.104 | 1 | 1.104 | 42 |
| 72, (3) | 1.968 | 100.000 | 1 | 921.600 | 2.816 |
| 144, (6) | 160 | 2.000.000 | 1 | 140.000 | 1 |
| 216, (9) | 224 | 2.800.000 | 1 | 48.000 | 192 |
| 336, (14) | 76 | 912.000 | 1 | 12.400 | 34 |

Heterotrophe kultivierbare Mikroorganismen (Koloniezahl) 36 °C, KBE/mL

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------|--|--|---------------------------|---|
| 0 | 46.400 | 68 | 1 | 14 | 24 |
| 2,5 | 63.200 | 56 | 1 | 8 | 20 |
| 7 | 18.000 | 25 | 2 | 4 | 16 |
| 24, (1) | 2.000 | 100 | 1 | 784 | 140 |
| 72, (3) | 2.400 | 5.800 | 1 | 355.200 | 1.744 |
| 144, (6) | 1.120 | 140.000 | 1 | 20.000 | 2.200 |
| 216, (9) | 1.000 | 208.000 | 1 | 40.000 | 2.000 |
| 336, (14) | 132 | 88.000 | 1 | 19.600 | 416 |

E. coli, MPN/100 mL

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------|--|--|---------------------------|---|
| 0 | 180.000 | 11 | 1 | 1 | 11 |
| 2,5 | 172.200 | 4 | 1 | 1 | 5 |
| 7 | 124.600 | 1 | 1 | 1 | 31 |
| 24, (1) | 1.210 | 1 | 1 | 1 | 35 |
| 72, (3) | 350 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| 144, (6) | 158 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 216, (9) | 41 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 336, (14) | 14 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Gesamtcoliforme Bakterien, MPN/100 mL

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxid-dosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------|--|---|---------------------------|---|
| 0 | 365.000 | 22 | 1 | 3 | 17 |
| 2,5 | 248.000 | 18 | 1 | 1 | 7 |
| 7 | 461.100 | 1 | 1 | 1 | 44 |
| 24, (1) | 3.930 | 13 | 1 | 1 | 122 |
| 72, (3) | 3.730 | 16 | 1 | 2.500 | 23 |
| 144, (6) | 8.400 | 2.500 | 1 | 1 | 20 |
| 216, (9) | 921 | 341 | 1 | 1 | 201 |
| 336, (14) | 260 | 2.500 | 1 | 1 | 6 |

P. aeruginosa, MPN/100 mL

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxid-dosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------|--|---|---------------------------|---|
| 0 | 1.298 | 1 | 1 | 3 | 1 |
| 2,5 | 1.540 | 1 | 1 | 3 | 1 |
| 7 | 1.096 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 24, (1) | 32 | 1 | 1 | 7 | 1 |
| 72, (3) | 236 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 144, (6) | 19 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| 216, (9) | 96 | 1 | 1 | 1 | 5 |
| 336, (14) | 115 | 1 | 1 | 16 | 166 |

Restdesinfektionsmittel, mg/L

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikro- sieb | Ablauf Chlor- elektrolyse, Gesamtchlor | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung, Chlordioxid | Ablauf Ozonung, Ozon | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------------|---|---|-------------------------------------|---|
| 0 | - | 0,61 | 4,28 | 1,8 | - |
| 2,5 | - | 0,52 | 4,28 | n.n. | - |
| 7 | - | 0,13 | 3,82 | n.n. | - |
| 24, (1) | - | 0,25 | 1,53 | n.n. | - |
| 72, (3) | - | 0,12 | 0,35 | n.n. | - |
| 144, (6) | - | 0,05 | 0,09 | n.n. | - |
| 216, (9) | - | 0,05 | 0,08 | n.n. | - |
| 336, (14) | - | n.n. | 0,08 | n.n. | - |

n.n. – nicht nachweisbar

DOC, mg/L

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|-----------------------------|--|--|---------------------------|---|
| 0 | 7,8 | 7,9 | 7,8 | 7,9 | 7,7 |
| 2,5 | 7,4 | 7,8 | 7,9 | 7,9 | 7,8 |
| 7 | 7,4 | 7,8 | 7,6 | 7,8 | 7,7 |
| 24, (1) | 7,4 | 7,7 | 7,7 | 7,6 | 7,8 |
| 72, (3) | 7,1 | 7,7 | 7,7 | 6,2 | 7,7 |
| 144, (6) | 6,9 | 7,6 | 7,8 | 5,4 | 7,4 |
| 216, (9) | 6,5 | 7,3 | 7,6 | 4,9 | 7,1 |
| 336, (14) | 6,5 | 7,4 | 7,8 | 4,6 | 7 |

CSB, mg/L

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|---------------------|---------------------------------|--|-------------------|-----------------------------------|
| 0 | 25 | 22 | 21 | 19 | 25 |
| 2,5 | 24 | 23 | 20 | 19 | 26 |
| 7 | 22 | 23 | 19 | 19 | 27 |
| 24, (1) | 23 | 23 | 21 | 20 | 34 |
| 72, (3) | 25 | 24 | 21 | 22 | 28 |
| 144, (6) | 21 | 23 | 21 | 19 | 30 |
| 216, (9) | 22 | 22 | 21 | 17 | 27 |
| 336, (14) | 22 | 21 | 20 | 15 | 22 |

SAK₂₅₄, 1/m

| Zeitpunkt Probe- nahme t [h], ([d]) | Ablauf Mikrosieb | Ablauf Chlor- elektrolyse | Ablauf Chlordi- oxiddosie- rung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|--|---------------------|---------------------------------|--|-------------------|-----------------------------------|
| 0 | 18,7 | 16,6 | 17,5 | 5,2 | 18,6 |
| 2,5 | 18,9 | 16,9 | 17,5 | 6,2 | 18,5 |
| 7 | 19,0 | 16,6 | 17,7 | 5,4 | 18,8 |
| 24, (1) | 17,4 | 16,4 | 16,1 | 6 | 18,3 |
| 72, (3) | 17,2 | 16,3 | 15,1 | 7,2 | 17 |
| 144, (6) | 16,6 | 15,3 | 14,6 | 7,8 | 17,2 |
| 216, (9) | 16,3 | 15,8 | 14,3 | 7,7 | 17,1 |
| 336, (14) | 15,7 | 14,6 | 13,1 | 6,4 | 14,9 |

Anhang 11: Ergebnisse der Einzelstoffanalyse der Trihalogenmethane im Ablauf der Chlorelektrolyseanlage, $\mu\text{g/L}$

| Analyse-Nr. | Bromdi-chlor-methan | Chlordi-brom-methan | Tribrom-methan | Trichlor-methan | Summe THM |
|-------------|---------------------|---------------------|----------------|-----------------|-----------|
| 1 | 0,8 | < 0,2 | < 0,2 | - | 7,1 |
| 2 | 0,4 | < 0,2 | < 0,2 | 2 | 2,4 |
| 3 | 0,2 | < 0,2 | < 0,2 | 1,4 | 1,6 |
| 4 | 3,6 | 0,3 | < 0,2 | 23 | 27 |
| 5 | 4,5 | 0,4 | < 0,2 | 26 | 30 |
| 6 | 3,3 | 0,3 | < 0,2 | 27 | 31 |
| 7 | 3,1 | 0,4 | < 0,2 | 18 | 22 |
| 8 | 9,8 | 0,8 | < 0,2 | 50 | 61 |
| 9 | 31 | 1,3 | < 0,2 | 180 | 210 |
| 10 | 16 | 0,9 | < 0,2 | 86 | 100 |
| 11 | 7,2 | 0,6 | < 0,2 | 49 | 57 |
| 12 | 8 | 0,7 | < 0,2 | 43 | 52 |
| 13 | 8,4 | 0,8 | < 0,2 | 43 | 52 |
| 14 | 9,3 | 0,9 | < 0,2 | 51 | 61 |
| 15 | 3,7 | 0,5 | < 0,2 | 20 | 24 |
| 16 | 1,0 | 0,2 | < 0,2 | 11 | 12 |
| 17 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,2 | 7,1 | 7,1 |
| 18 | 8,7 | 1,0 | < 0,2 | 53 | 63 |
| 19 | 5,1 | 0,6 | < 0,2 | 34 | 40 |
| 20 | 7,7 | 0,7 | < 0,2 | 73 | 82 |
| 21 | 8,7 | 0,8 | < 0,2 | 83 | 93 |
| 22 | 5,8 | 0,6 | < 0,2 | 49 | 55 |
| 22 | < 0,2 | < 0,2 | < 0,0 | 21 | 21 |

Anhang 12: Ergebnisse der Spurenstoffanalyse, ng/L

Analyse vom 16.03.2009, [ng/L]

| Parameter | Zulauf Desinfekti- onsanla- gen* | Ablauf Chlor- elektro- lyse | Ablauf Chlordi- oxiddo- sierung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|-----------------------|---|--------------------------------------|--|-------------------|-----------------------------------|
| Amido- trizoesäure | 2.700 | 3.300 | 2.400 | 960 | 1.200 |
| Sulfa- methoxazol | 110 | 430 | 200 | < 50 | 62 |
| Carbamazepin | 2.100 | 1.900 | 2100 | < 50 | 2.100 |
| Diclofenac | 570 | 140 | < 50 | < 50 | 110 |
| Estron | 20 | < 5 | < 5 | < 5 | 16 |

* Entspricht hier: Ablauf Nachklärbecken (Phase II)

Analyse vom 31.08.2009, [ng/L]

| Parameter | Zulauf Desinfekti- onsanla- gen* | Ablauf Chlor- elektro- lyse | Ablauf Chlordi- oxiddo- sierung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|-----------------------|---|--------------------------------------|--|-------------------|-----------------------------------|
| Amido- trizoesäure | 3.800 | 4.000 | - | 3.400 | 2.900 |
| Sulfa- methoxazol | 1.000 | 890 | - | 57 | 1.400 |
| Carbamazepin | 3.700 | 3.600 | - | < 50 | 3.600 |
| Diclofenac | 2.800 | 1.500 | - | < 50 | 1.500 |
| Estron | 11 | < 5,0 | - | < 5 | 9,4 |

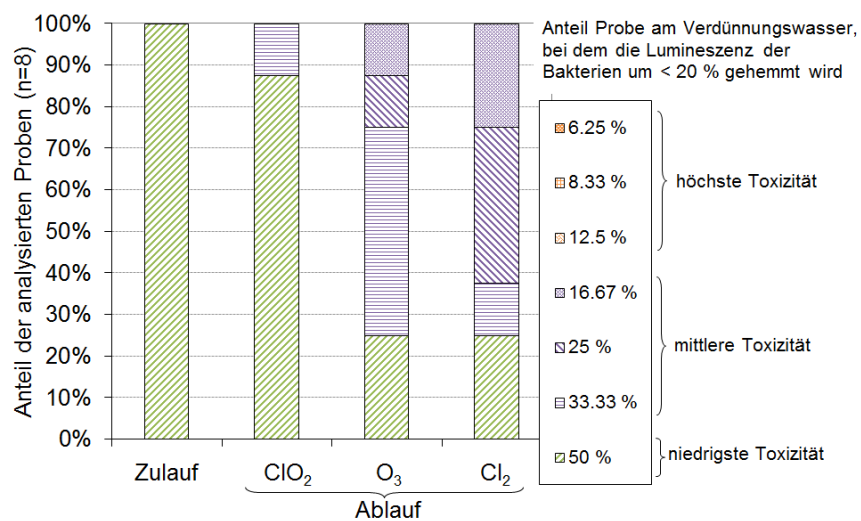
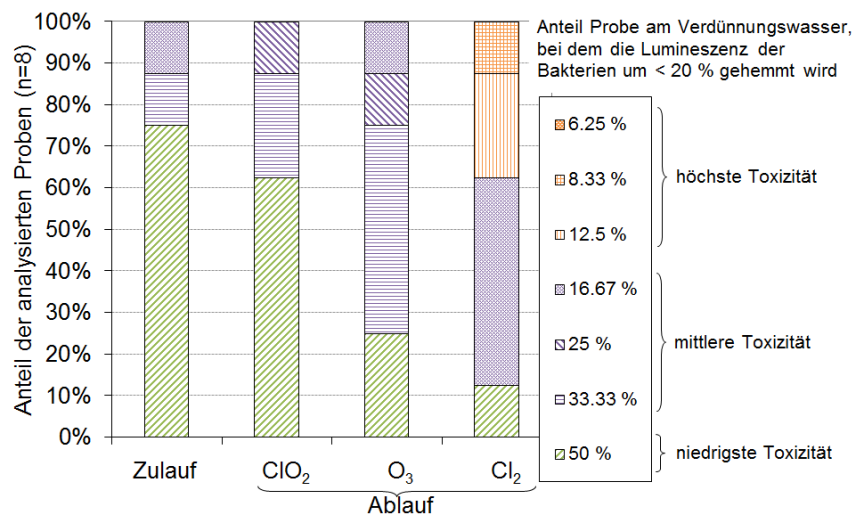
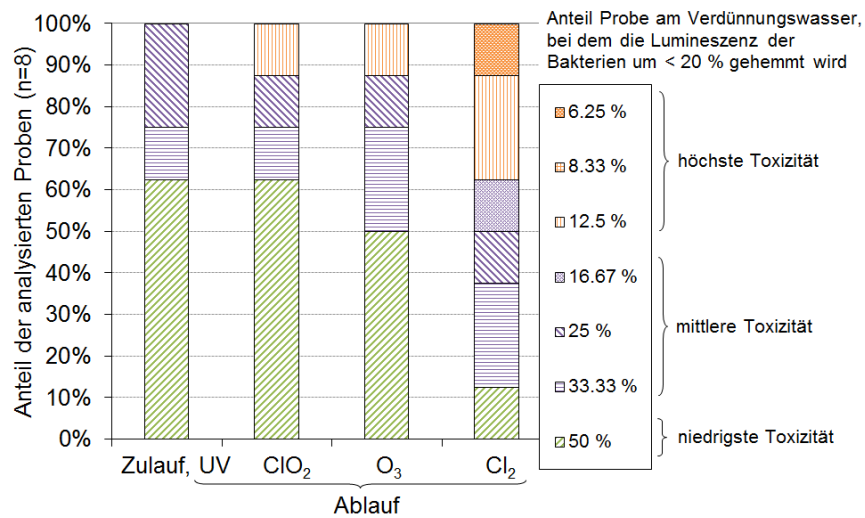
* Entspricht hier: Ablauf Mikrosiebung (Phase IIIa)

Analyse vom 22.09.2009

| Parameter | Zulauf Desinfekti- onsanla- gen* | Ablauf Chlor- elektro- lyse | Ablauf Chlordi- oxiddo- sierung | Ablauf Ozonung | Ablauf UV- Bestrah- lung |
|-----------------------|---|--------------------------------------|--|-------------------|-----------------------------------|
| Amido- trizoesäure | 4.700 | - | 4.300 | 2.700 | 1.300 |
| Sulfa- methoxazol | 640 | - | 470 | < 50 | 600 |
| Carbamazepin | 2.600 | - | 2.700 | < 50 | 2.500 |
| Diclofenac | 3.800 | - | 130 | < 50 | 470 |
| Estron | 8,9 | - | < 5 | < 5 | < 5 |

* Entspricht hier: Ablauf Sandfilter (Phase IIIb)

Anhang 13: Toxizität im Zulauf und im Ablauf der Desinfektionsanlagen während der Phasen II (oben), IIIa (Mitte) und IIIb (unten)



Anhang 14: Fotos der Versuchsanlagen



Versuchscontainer 1 Innenansicht



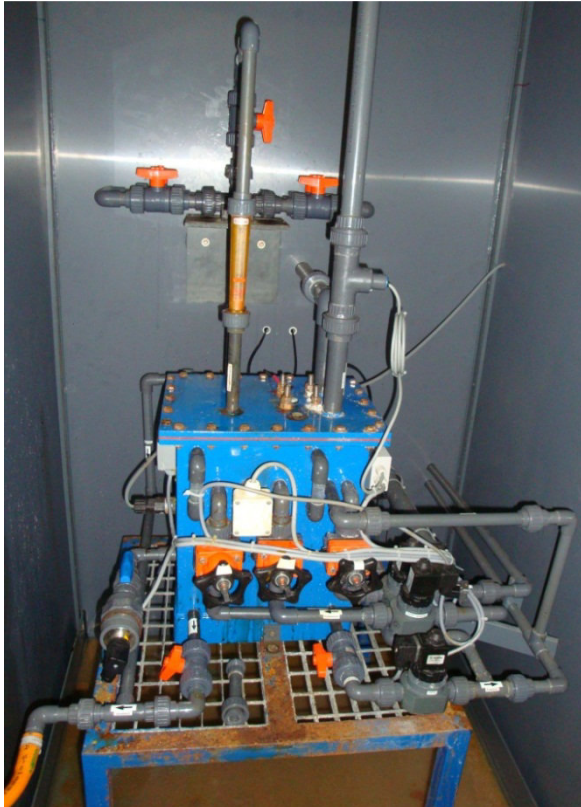
Schaltschrank mit zentralen Steuerung- und Regelungseinheiten



Vorlagebehälter mit Messtechnik



Zulaufpumpen



Chlorelektrolysereaktor



NaCl-Vorlage und Steuerungs- und
Regelungseinheit der Chlorelektrolyse



Chlordioxidherstellung und -dosierung sowie Reaktionsbehälter

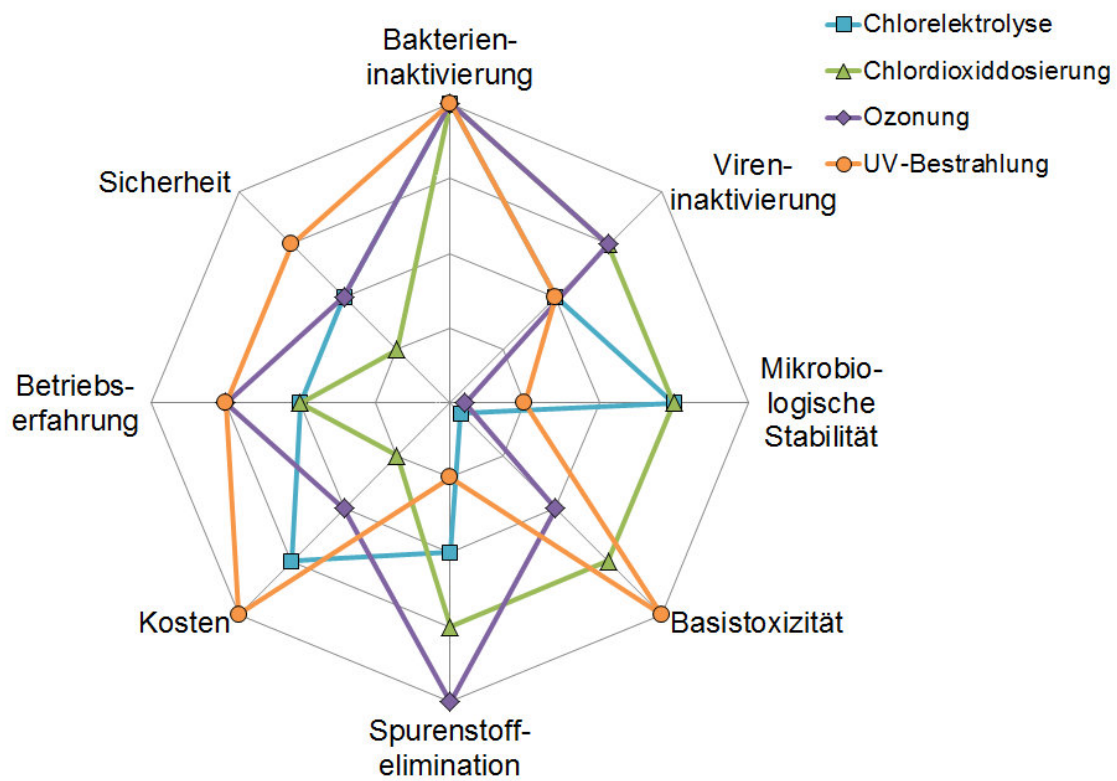


Ozonreaktor und Reaktionsbehälter
(in Versuchscontainer 2)

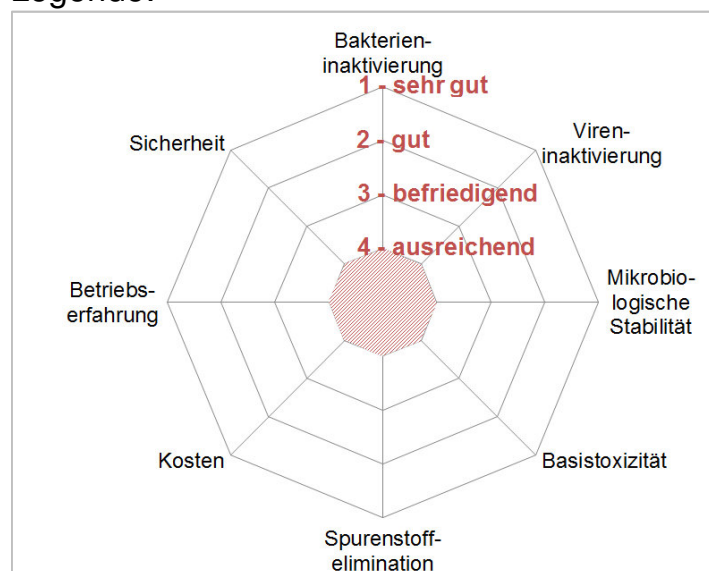


UV-Desinfektionsanlage

Anhang 15: Netzdiagramm Verfahrensvergleich



Legende:



In der Schriftenreihe IWAR sind erschienen:

| | | |
|--------|--|------------|
| WAR 1 | Brunnenalterung Wassertechnisches Seminar am 13.10.1978, TH Darmstadt, 1980 | 10,30 € |
| WAR 2 | Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Günther Rincke. TH Darmstadt, 1979 | vergriffen |
| WAR 3 | Gniodorsch, Lothar Georg: Ein Beitrag über den Einfluß der in Abhängigkeit von der verfahrens- mäßigen Durchführung der biologischen Abwasserreinigung bedingten Schlammeigenschaften auf die Schlammmentwässerung und anschließende Verbrennung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1979 | vergriffen |
| WAR 4 | Grundwassergewinnung mittels Filterbrunnen. 2. Wassertechnisches Seminar am 11.04.1980, TH Darmstadt, 1981 | vergriffen |
| WAR 5 | Rudolph, Karl-Ulrich: Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell der Wassergütewirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1980 | vergriffen |
| WAR 6 | Hantke, Hartmut: Vergleichende Bewertung von Anlagen zur Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981 | vergriffen |
| WAR 7 | Riegler, Günther: Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlamm- stabilisierung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981 | vergriffen |
| WAR 8 | Technisch-wissenschaftliche Grundlagen für Wasserrechtsverfahren in der öffentlichen Wasserversorgung. 3. Wassertechnisches Seminar am 05. und 06.03.1981, TH Darmstadt, 1982 | 25,60 € |
| WAR 9 | Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. 4. Wassertechnisches Seminar am 15.10.1981, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 10 | Stadtplanung und Siedlungswasserwirtschaft in Entwicklungsländern.- Aspekte der Projektdurchführung. Vorträge in den Jahren 1980 - 1981. TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 11 | Hierse, Wilfried: Untersuchungen über das Verhalten phosphathaltiger Schlämme unter anaeroben Bedingungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 12 | Gossel, Hans: Untersuchungen zum Verhalten von Belebungsanlagen bei Stoßbelastungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 13 | Hanel, Robert: Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beachtung der Viskosität und Oberflächenspannung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 14 | Cichorowski, Georg: Regionale Differenzierung in der Gewässergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | 23,-- € |
| WAR 15 | Schreiner Horst: Stofftausch zwischen Sediment und Wasserkörper in gestauten Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | 25,60 € |
| WAR 16 | Grundwasserbewirtschaftung - Grundwassermodelle, Grundwasseranreicherung. 5. Wassertechnisches Seminar am 08.10.1982, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 17 | Rüthrich, Wulf: Abhängigkeit des Verhaltens der Wohnbevölkerung von Verkehrsimmissionen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 18 | Hill, Stefan: Untersuchungen über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983 | 25,60 € |
| WAR 19 | Kaltenbrunner, Helmut: Wasserwirtschaftliche Auswirkungen der Kühlverfahren von Kraftwerken und von Abwärmeeinleitungen in Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983 | 25,60 € |
| WAR 20 | Roeles, Gerd: Auswirkungen von Müllverbrennungsanlagen auf die Standortumgebung - Analyse der Wahrnehmungen von Störungen und Belästigungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982 | vergriffen |
| WAR 21 | Niehoff, Hans-Hermann: Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung mit vorwiegend biologischen Verfahrensschritten unter besonderer Berücksichtigung der Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983 | vergriffen |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 22 | Biologische Verfahren in der Wasseraufbereitung. 6. Wassertechnisches Seminar am 06.04.1984, TH Darmstadt, 1985 | vergriffen |
| WAR 23 | Optimierung der Belüftung und Energieeinsparung in der Abwassertechnik durch Einsatz neuer Belüftungssysteme. 7. Wassertechnisches Seminar am 16.11.1984, TH Darmstadt, 1985 | vergriffen |
| WAR 24 | Wasserverteilung und Wasserverluste. 8. Wassertechnisches Seminar am 30.05.1985, TH Darmstadt, 1985 | vergriffen |
| WAR 25 | Professor Dr. rer. nat. Wolters zum Gedächtnis - 1. Januar 1929 bis 26. Februar 1985. Beiträge von Kollegen, Schülern und Freunden. TH Darmstadt, 1986 | vergriffen |
| WAR 26 | Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche. 9. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1985, TH Darmstadt, 1986 | vergriffen |
| WAR 27 | Heuser, Ernst-Erich: Gefährdungspotentiale und Schutzstrategien für die Grundwasser- vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986 | vergriffen |
| WAR 28 | Rohrleitungen und Armaturen in der Wasserversorgung. 10. Wassertechnisches Seminar am 24.04.1986, TH Darmstadt, 1986 | vergriffen |
| WAR 29 | Bau, Kurt: Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986 | vergriffen |
| WAR 30 | Wehenpohl, Günther: Selbsthilfe und Partizipation bei siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Entwicklungsländern - Grenzen und Möglichkeiten in städtischen Gebieten unterer Einkommensschichten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1987 | vergriffen |
| WAR 31 | Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung - Nitrifikation und Denitrifikation. 11. Wassertechnisches Seminar am 13.11.1986, TH Darmstadt, 1987 | vergriffen |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 32 | Neuere Erkenntnisse beim Bau und Betrieb von Vertikalfilterbrunnen. 12. Wassertechnisches Seminar am 14.05.1987, TH Darmstadt, 1987 | vergriffen |
| WAR 33 | Ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nutzbringende Düngung oder preiswerte Abfallbeseitigung? Standpunkte und Argumente. 13. Wassertechnisches Seminar am 12.11.1987, TH Darmstadt, 1988 | vergriffen |
| WAR 34 | Automatisierung in der Wasserversorgung - auch für kleinere Unternehmen 14. Wassertechnisches Seminar am 09.06.1988, TH Darmstadt, 1988 | 33,20 € |
| WAR 35 | Erkundung und Bewertung von Altlasten-Kriterien und Untersuchungsprogrammen. 15. Wassertechnisches Seminar am 12.10.1988, TH Darmstadt, 1989 | vergriffen |
| WAR 36 | Bestimmung des Sauerstoffzufuhrvermögens von Belüftungssystemen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen. Workshop am 15. u. 16.03.1988, TH Darmstadt, 1989 | vergriffen |
| WAR 37 | Belüftungssysteme in der Abwassertechnik - Fortschritte und Perspektiven. 16. Wassertechnisches Seminar am 10.11.1988, TH Darmstadt, 1989 | vergriffen |
| WAR 38 | Farinha, Joao António Muralha Ribeiro: Die stufenweise Versorgung mit Anlagen der Technischen Infrastruktur in Abhängigkeit von der Entwicklung der sozioökonomischen Verhält- nisse der Bevölkerung - dargestellt am Beispiel der Bairros Clandestinos der Region Lissabon. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1989 | vergriffen |
| WAR 39 | Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Maßnahmen und Strategien für einen wirksamen Grundwasserschutz zur langfristigen Erhaltung der Grundwassergewinnung. 17. Wassertechnisches Seminar am 01.06.1989, TH Darmstadt, 1989 | 33,20 € |
| WAR 40 | Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden - Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Studie für den Hessischen Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1981 | vergriffen |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 41 | Folgenutzen kontaminierter Betriebsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Sanierungsgrenzen. 18. Wassertechnisches Seminar am 11.10.1989, TH Darmstadt, 1989 | vergriffen |
| WAR 42 | Privatisierung öffentlicher Abwasseranlagen - Ein Gebot der Stunde? 19. Wassertechnisches Seminar am 09.11.1989, TH Darmstadt, 1989 | 30,70 € |
| WAR 43 | Pöpel, H. Johannes; Joachim Glasenapp; Holger Scheer: Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoff- elimination. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1990 | 35,80 € |
| WAR 44 | Abfallentsorgung Hessen. Standpunkte - Gegensätze – Perspektiven. Abfallwirtschaftliches Symposium am 31.10.1989, TH Darmstadt, 1990 | 30,70 € |
| WAR 45 | Brettschneider, Uwe: Die Bedeutung von Sulfaten in der Siedlungswasserwirtschaft und ihre Entfernung durch Desulfurikation. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990 | vergriffen |
| WAR 46 | Grabenlose Verlegung und Erneuerung von nicht begehbaren Leitungen - Verfahren, Anwendungsgrenzen, Erfahrungen und Perspektiven. 20. Wassertechnisches Seminar am 29.03.1990, TH Darmstadt, 1990 | 35,80 € |
| WAR 47 | Härtel, Lutz: Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlamm- verfahrens. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990 | vergriffen |
| WAR 48 | Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf? 21. Wassertechnisches Seminar am 18.09.1990, TH Darmstadt, 1990 | vergriffen |
| WAR 49 | Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Wasserwirtschaft - administrativer Wildwuchs oder ökologische Keule? Dokumentation der Beiträge zum Interdisziplinären Kolloquium am 23.02.1990 und zum Sachverständigengespräch am 23.02.1990, TH Darmstadt, 1991 | vergriffen |
| WAR 50 | UVP in der abfallwirtschaftlichen Planung. 22. Wassertechnisches Seminar am 18.10.1990, TH Darmstadt, 1991 | vergriffen |

| | | |
|--------|--|------------|
| WAR 51 | Biologische und chemische Phosphatelimination - Technische Möglichkeiten und Grenzen. 23. Wassertechnisches Seminar am 15.11.1990, TH Darmstadt, 1991 | 35,80 € |
| WAR 52 | Pöpel, H. Johannes; Tankred Börner: Wurzelraum-Modellanlage Hofgeismar-Beberbeck - Pilotprojekt des Landes Hessen. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1991 | 30,70 € |
| WAR 53 | Wagner, Martin: Einfluß oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991 | 35,80 € |
| WAR 54 | Belüftungssysteme in der Abwassertechnik 1991 - Fortschritte und Perspektiven. 1. gemeinsames Abwassertechnisches Seminar mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 11. und 12.04. 1991 in Weimar, TH Darmstadt, 1991 | 30,70 € |
| WAR 55 | Neuere gesetzliche Anforderungen und moderne technische Lösungen zur Sicherung der Wasserversorgung - Erkennen, Vermeiden und Beseitigen von Schadstoffen. 24. Wassertechnisches Seminar am 16.05.1991 TH Darmstadt, 1991 | vergriffen |
| WAR 56 | Zhang, Jiansan: Energiebilanzierung anaerob-mesophiler Stabilisierungsanlagen mit vorgeschalteter aerob-thermophiler Stufe. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991 | vergriffen |
| WAR 57 | Glaserapp, Joachim: Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination beim Belebtschlammverfahren. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992 | vergriffen |
| WAR 58 | Börner, Tankred: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992 | vergriffen |
| WAR 59 | Erzmann, Michael: Untersuchungen zur biologischen Elimination von chlorierten Lösemitteln aus Abwasser. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992 | 35,80 € |
| WAR 60 | Erfassung und Sanierung schadhafter Abwasserkanäle. 26. Wassertechnisches Seminar am 28.11.1991, TH Darmstadt, 1992 | 35,80 € |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 61 | Realisierung von Entsorgungsanlagen Umsetzungsprobleme und Lösungsansätze aus planerischer, verwaltungsrechtlicher und politischer Sicht. 25. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1991, TH Darmstadt, 1992 | vergriffen |
| WAR 62 | Koziol, Matthias: Umwelteffekte durch Förderung von Energieeinsparmaßnahmen in innerstädtischen Althausgebieten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992 | 25,60 € |
| WAR 63 | Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 7. erw. Auflage TH Darmstadt, 1992 | vergriffen |
| WAR 64 | Abwasserkanäle - Bemessung, Ausführung, Sanierung. 2. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 18. und 19.03.1992 in Weimar, TH Darmstadt, 1992 | vergriffen |
| WAR 65 | Optimierung der Grundwassergewinnung über Filterbrunnen Neue Bau- und Betriebserkenntnisse. 27. Wassertechnisches Seminar am 21.05.1992, TH Darmstadt, 1992 | 40,90 € |
| WAR 66 | Kläschlammbehandlung und Klärschlammentsorgung -Stand und Entwicklungstendenzen. 31. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 12.11.1992, TH Darmstadt, 1992 | 35,80 € |
| WAR 67 | Kreislaufwirtschaft Bau - Stand und Perspektiven beim Recycling von Baurestmassen. 32. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 09.03.1993, TH Darmstadt, 1993 | 30,70 € |
| WAR 68 | Bewertung von Geruchsemissionen und -immissionen. 29. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 08.10.1992, TH Darmstadt, 1993 | 25,60 € |
| WAR 69 | Möglichkeiten und Grenzen der Klärschlammentsorgung. 3. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 31.03. und 01.04.1993, TH Darmstadt, 1993 | 46,-- € |
| WAR 70 | Sichere Wasserversorgung durch moderne Rohrleitungstechnik. 33. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 11.03.1993, TH Darmstadt, 1993 | 30,70 € |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 71 | Aktuelle Aufgaben der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. 35. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05. + 06.05.1993, TH Darmstadt, 1993 | 46,-- € |
| WAR 72 | Raumordnungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung und Umweltleitbilder für die Landes- und Regionalplanung. 28. und 30. Darmstädter Seminar -Raumplanung- am 17.09. und 05.11.1992, TH Darmstadt, 1993 | 40,90 € |
| WAR 73 | Grohmann, Walter: Vergleichende Untersuchungen von Belüftungs- und Durchmischungs- systemen zur bioverfahrenstechnischen Optimierung der aerob- thermophilen Stabilisation (ATS). Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1993 | 35,80 € |
| WAR 74 | Dioxinimmissionen und Quellen . 34. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 15.04.1993, TH Darmstadt, 1994 | 30,70 € |
| WAR 75 | Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen Optimierung, Prozeß- stabilität, Kosteneinsparung. 36. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 04.11.1993 in Darmstadt und 5. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 23. und 24.03.1994 in Weimar, TH Darmstadt, 1994 | 46,-- € |
| WAR 76 | Umweltgerechte Ausweisung und Erschließung von Gewerbegebieten. 4. gemeinsames Seminar -Umwelt- und Raumplanung- mit der Fakultät Architektur, Stadt- und Regionalplanung der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 08. und 09.09.1993 in Weimar, TH Darmstadt, 1994 | vergriffen |
| WAR 77 | Von der Umweltverträglichkeitsprüfung zum kooperativen Planungs- management. Das Scoping-Verfahren als erste Stufe!? 37. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 11.11.1993, TH Darmstadt, 1994 | vergriffen |
| WAR 78 | Modellbildung und intelligente Steuerungssysteme in der Umwelttechnik. 38. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24.02.1994, TH Darmstadt, 1994 | 25,60 € |
| WAR 79 | Brauchwassernutzung in Haushalten und Gewerbebetrieben - Ein Gebot der Stunde? 39. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 17.03.1994, TH Darmstadt, 1994 | 25,60 € |

| | | |
|--------|---|------------|
| WAR 80 | Restabfallbehandlung in Hessen. 41. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten -HMUEB- am 16.06.1994, TH Darmstadt, 1994 | vergriffen |
| WAR 81 | Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren. 42. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Institut für Hygiene der FU Berlin und dem Institut für Meteorologie der TH Darmstadt am 08. und 09.09.1994 in Berlin, TH Darmstadt, 1994 | 46,-- € |
| WAR 82 | Zeitgemäße Planung von Anlagen der Ortsentwässerung - Kanäle, Bauwerke, Sonderbauwerke. 6. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 15. und 16.03.1995 in Weimar, TH Darmstadt, 1995 | vergriffen |
| WAR 83 | Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und neuere Entwick- lungen. 44. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- mit dem Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. -DVGW- am 26.04.1994, TH Darmstadt, 1995 | 30,70 € |
| WAR 84 | Auswirkungen der Phosphorelimination auf die Schlammbehandlung. Theoretische Erkenntnisse und praktische Erfahrungen. Workshop vom 24. bis 25. November 1994, TH Darmstadt, 1995 | 30,70 € |
| WAR 85 | Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 43. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 09.11.1994, TH Darmstadt, 1995 | 35,80 € |
| WAR 85 | Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 2. Auflage. Wiederholung des 43. Darmstädter Seminars -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 01.02.1996 in Düsseldorf, TH Darmstadt, 1996 | 35,80 € |
| WAR 86 | Möglichkeiten und Grenzen der Einsparung von Investitions- und Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 47. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.1995, TH Darmstadt, 1995 | 40,90 € |

| | | |
|--------|--|------------|
| WAR 87 | Jardin, Norbert: Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten biologischen Phosphor- elimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1996 | 35,80 € |
| WAR 88 | Thermische Restabfallbehandlung für kleine Planungsräume. 45. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 22.06.1995 in Hanau, TH Darmstadt, 1996 | 35,80 € |
| WAR 89 | Ferber, Uwe: Aufbereitung und Revitalisierung industrieller Brachflächen in den traditionellen Industrieregionen Europas. Sonderprogramme im Vergleich. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996 | 25,60 € |
| WAR 90 | Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 29.02.1996, TH Darmstadt, 1996 | vergriffen |
| WAR 91 | Neuere Erkenntnisse bei Planung, Bau, Ausrüstung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen. 7. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 11. und 12.09.1996 in Weimar, TH Darmstadt, 1996 | 40,90 € |
| WAR 92 | Hygiene in der Abfallwirtschaft. 50. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 17.10.1996, TH Darmstadt, 1996 | 30,70 € |
| WAR 93 | Europäische Richtlinien und Normen zur Abwassertechnik - Konsequenzen und Folgerungen für die Praxis in Deutschland. 51. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 14.11.1996, TH Darmstadt, 1996 | 25,60 € |
| WAR 94 | Dickhaut, Wolfgang: Möglichkeiten und Grenzen der Erarbeitung von Umwelt- qualitätszielkonzepten in kooperativen Planungsprozessen. Durchführung und Evaluierung von Projekten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996 | 30,70 € |
| WAR 95 | Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 8. erw. und aktual. Auflage, TH Darmstadt, 1997 | 15,40 € |
| WAR 96 | Reichert, Joachim: Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997 | 46,-- € |

| | | |
|---------|---|------------|
| WAR 97 | Kuchta, Kerstin: Produktion von Qualitätsgütern in der Abfallbehandlung. Dargestellt am Beispiel der Produktion in der thermischen Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997 | 30,70 € |
| WAR 98 | Görg, Horst: Entwicklung eines Prognosemodells für Bauabfälle als Baustein von Stoffstrombetrachtungen zur Kreislaufwirtschaft im Bauwesen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997 | 46,-- € |
| WAR 99 | Tiebel-Pahlke, Christoph: Abfallentsorgungsplanung – Beeinflussung der Umweltauswirkungen von Deponien. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997 | 30,70 € |
| WAR 100 | Wagner, Martin: Sauerstoffeintrag und Sauerstoffertrag von Belüftungssystemen und deren Bestimmung mit modernen Meßmethoden. Habilitation, FB 13, TH Darmstadt, 1997 | vergriffen |
| WAR 101 | Neue Trends bei der Behandlung und Entsorgung kommunaler und industrieller Klärschlämme. 8. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 10. und 11.09.1997 in Weimar, TH Darmstadt, 1997 | 35,80 € |
| WAR 102 | Senkung der Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen. 52. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06.11.1997 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1997 | 35,80 € |
| WAR 103 | Sanierung und Rückbau von Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen. 53. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 13.11.1997 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1997 | vergriffen |
| WAR 104 | Wünschmann, Gabriele: Untersuchungen zur Kompostierbarkeit von Reststoffen der Papierindustrie und Altpapier unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffbilanzierungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1997 | 25,60 € |

| | | |
|---------|--|---------|
| WAR 105 | Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 54. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 06.02.1998 in Darmstadt mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfallwirtschaft (SAGA), TU Darmstadt, 1998 | 40,90 € |
| WAR 106 | Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser – Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung ? 55. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 14.05.1998 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1998 | 35,80 € |
| WAR 107 | Dach, Joachim: Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1998 | 35,80 € |
| WAR 108 | Einsparung von Kosten für Betriebsmittel, Energie und Personal auf Abwasserbehandlungsanlagen. 9. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- am 16. und 17.09.1998 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1998 | 40,90 € |
| WAR 109 | Fortschritte in der Abwassertechnik – 15 Jahre Forschungs- und Entwicklungstätigkeit von Prof. Dr.-Ing. H. Johannes Pöpel. 56. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05.11.1998 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1998 | 40,90 € |
| WAR 110 | Qualitativer und Quantitativer Grundwasserschutz - Stand und Perspektiven. 57. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 10.06.1999 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1999 | 35,80 € |
| WAR 111 | Schwing, Elke: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999 | 30,70 € |
| WAR 112 | Schade, Bernd: Kostenplanung zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von biologischen Restabfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999 | 30,70 € |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 113 | Lohf, Astrid: Modellierung der chemisch-physikalischen Vorgänge im Müllbett von Rostfeuerungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999 | 25,60 € |
| WAR 114 | Stackelberg, Daniel von: Biologische Festbettdenitrifikation von Grundwasser mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999 | 30,70 € |
| WAR 115 | Folgerungen aus 10 Jahren Abwasserbeseitigung in den neuen Bundesländern - Erfahrungen und Perspektiven. 10. gemeinsames Seminar –Abwassertechnik- am 01. und 02.09.1999 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1999 | 40,90 € |
| WAR 116 | Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen - Einsatzgebiete, Anforderungen, Lösungsmöglichkeiten. 58. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 11.11.1999 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999 | vergriffen |
| WAR 117 | Reinhardt, Tim: Untersuchungen zur Dynamik biologischer Prozesse in drei-Phasen-Systemen am Beispiel der Restabfallrotte unter besonderer Berücksichtigung anaerober Teilprozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999 | 30,70 € |
| WAR 118 | Umweltfachpläne und Umweltgesetzbuch - Ein Beitrag zur Fortentwicklung des Umweltfachplanungssystems und „Von der Landschaftsplanung zur Umweltschleife?“ 46. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 28.09.1995 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999 | 30,70 € |
| WAR 119 | Herr, Christian: Innovative Analyse und primärseitige Prozeßführungsoptimierung thermischer Abfallbehandlungsprozesse - am Beispiel der Mülleingangsklassifizierung bei der Rostfeuerung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 33,20 € |
| WAR 120 | Neumüller, Jürgen: Wirksamkeit von Grundwasserabgaben für den Grundwasserschutz - am Beispiel des Bundeslandes Hessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 35,80 € |
| WAR 121 | Hunklinger, Ralph: Abfalltechnische Kennzahlen zur umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 30,70 € |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 122 | Wie zukunftsfähig sind kleinere Wasserversorgungsunternehmen? 60. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 29. Juni 2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2000 | 35,80 € |
| WAR 123 | Maßnahmen zur Betriebsoptimierung von Pumpwerken, Kanalisations- systemen und Abwasserbehandlungsanlagen. 11. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 20. und 21. September 2000 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus- Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2000 | 40,90 € |
| WAR 124 | Mohr, Karin: Entwicklung einer on-line Emissionsmeßtechnik zur quasi-kontinu- ierlichen Bestimmung von Organohalogen-Verbindungen in Abgasen thermischer Prozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 30,70 € |
| WAR 125 | El-Labani, Mamoun: Optimierte Nutzung bestehender Abfallverbrennungsanlagen durch Errichtung vorgeschalteter Reaktoren zur Behandlung heizwertreicher Abfälle. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 25,60 € |
| WAR 126 | Durth, Anke: Einfluß von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | vergriffen |
| WAR 127 | Meyer, Ulrich: Untersuchungen zum Einsatz von Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination in Abwasserbehandlungsanlagen mit vorge- schalteter Denitrifikation. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000 | 33,20 € |
| WAR 128 | Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie. 61. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 09.11.2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2000 | 35,80 € |
| WAR 129 | Mengel, Andreas: Stringenz und Nachvollziehbarkeit in der fachbezogenen Umwelt- planung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001 | 46,-- € |

| | | |
|---------|--|---------|
| WAR 130 | Kosteneinsparungen durch neuartige Automatisierungstechniken in der Wasserversorgung. 62. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 07.06.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 30,70 € |
| WAR 131 | Aktive Zukunftsgestaltung durch Umwelt- und Raumplanung. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Hans Reiner Böhm. TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 25,60 € |
| WAR 132 | Aktuelle Ansätze bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. 12. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 05. und 06. September 2001 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 40,90 € |
| WAR 133 | Zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen unter Einbeziehung ökonomischer Aspekte Interdisziplinäre Projektstudie der Technischen Universität Darmstadt (TUD) mit Partner. TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 30,70 € |
| WAR 134 | Neues zur Belüftungstechnik - Probleme, Lösungsmöglichkeiten, Entwicklungen. 64. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 35,-- € |
| WAR 135 | Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. 63. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 12. und 13.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001 | 35,-- € |
| WAR 136 | Bockreis, Anke: Infrarot-Thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001 | 35,-- € |
| WAR 137 | Luft, Cornelia: Luftgetragene mikrobielle Emissionen und Immissionen an aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 30,-- € |
| WAR 138 | Danhamer, Harald: Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen - Schwerpunkt: Modellierung des Gashaushaltes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 25,-- € |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 139 | Lieth, Sabine: Stickstoffelimination aus kommunalem Abwasser mit getauchten Festbetten nach Vorbehandlung mit HCR-Reaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 35,-- € |
| WAR 140 | Streit, Hans-Ulrich: Optimierung des Kombinationsbetriebs eines Advanced Oxidation Process mit einer Stripp-Anlage zur Grundwassersanierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | vergriffen |
| WAR 141 | Spura, Patrik: Ein Vergleich des anlagebezogenen tschechischen Luftreinehalterechts mit jenem der Europäischen Union vor dem Hintergrund des anstehenden Beitritts. Dissertation, Univ. Frankfurt a.M., 2002 | 40,-- € |
| WAR 142 | Hilligardt, Jan: Nachhaltige Regionalentwicklung durch freiwillige regionale Kooperation - Faktoren einer erfolgreichen Initiierung untersucht an der Region Starkenburg. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 30,-- € |
| WAR 143 | Heiland, Peter: Vorsorgender Hochwasserschutz durch Raumordnung, interregionale Kooperation und ökonomischen Lastenausgleich. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | vergriffen |
| WAR 144 | Dapp, Klaus: Informationsmanagement in der Planung am Beispiel des vorsorgenden Hochwasserschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | vergriffen |
| WAR 145 | Schüler, Doris: Untersuchungen an der Technikumsanlage VERONA zur Bildung und zum Abbau von polyhalogenierten Dioxinen und Furanen und anderen Organohalogenverbindungen in Verbrennungsprozessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 25,-- € |
| WAR 146 | Grundwasserproblematik im Hessischen Ried : Eine unlösbare Aufgabe? 65. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 23.10.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002 | 30,-- € |
| WAR 147 | Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. 66. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 07.11.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002 | 35,-- € |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 148 | Schneider, Andreas: Role of LCA concepts at the Research and Development phase of a new process for waste treatment - The Trefoil Kiln process subject to IPPC and BAT requirements. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | 25,-- € |
| WAR 149 | Sonnenburg, Alexander: Untersuchungen zur Denitrifikation von Grundwasser in Schüttungen mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002 | vergriffen |
| WAR 150 | Emissionen aus der Abfallbehandlung. Energie - Emissionen – Messtechnik. 67. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 13. Februar 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003 | 35,-- € |
| WAR 151 | Rationalisierungsmaßnahmen in der Wasserversorgung. Umsetzungstatus und künftige Entwicklungen. 68. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 15. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003 | vergriffen |
| WAR 152 | Verantwortungspartnerschaft beim vorsorgenden Hochwasserschutz. 69. Darmstädter Seminar - Umwelt- und Raumplanung - am 16. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003 | vergriffen |
| WAR 153 | Biofiltration. Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland ? 70. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06. November 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003 | 35,-- € |
| WAR 154 | Seiler, Kainan: Planung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum anhand von räumlichen Einflussfaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004 | 30,-- € |
| WAR 155 | Ludwig, Thomas: Entwicklung der Emissionsmessanlage DioxinCop. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004 | 25,-- € |
| WAR 156 | Haffner, Yvonne: Sozialwissenschaftliche Modellierung zur Privatisierung der Wasserversorgung. Dissertation, FB 2, TU Darmstadt, 2004 | vergriffen |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 157 | Geruch : Messung – Wirkung – Minderung. 71. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24. Juni 2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2004 | 35,-- € |
| WAR 158 | Qualitätssicherung bei Wassergewinnungsanlagen - Umsetzung und aktuelle Entwicklung im Regelwerk. 72. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung– am 06.10.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004 | vergriffen |
| WAR 159 | Wasserwiederverwendung - eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit ? 73. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 04.11.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004 | vergriffen |
| WAR 160 | Weil, Marcel: Ressourcenschonung und Umweltentlastung bei der Betonherstellung durch Nutzung von Bau- und Abbruchabfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004 | 35,-- € |
| WAR 161 | Unendlicher Wachstum auf unendlicher Fläche ? 74. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 27.01.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005 | vergriffen |
| WAR 162 | Gernuks, Marko: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Umweltaspekten mit der Ableitung von Umweltzielen im Rahmen von EMAS. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004 | vergriffen |
| WAR 163 | Rother, Elmar: Optimising Design and Operation of the Biofiltration Process for Municipal Wastewater Treatment. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | 35,-- € |
| WAR 164 | Hilligardt, Jan: Regionale Kooperation der Landkreise, Städte und Gemeinden. Stand - Potenziale - Perspektiven. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | vergriffen |
| WAR 165 | Gramel, Stefan: Privatisierung von Wasserversorgungsunternehmen - Auswirkungen auf den Umwelt- und Ressourcenschutz? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004 | 35,-- € |
| WAR 166 | Krause, Stefan: Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | 35,-- € |

| | | |
|---------|--|------------|
| WAR 167 | Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Konzepte - Verfahren - Entwicklungen. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 12./13.12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005 | vergriffen |
| WAR 168 | Hora, Maike: Abfallverursacher Elektrogeräte. Ansätze zur prospektiven Bilanzierung von Abfallströmen in der umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | 30,-- € |
| WAR 169 | Zhang, Wensheng: Ökologische siedlungswasserwirtschaftliche Konzepte für urbane Räume Chinas unter Berücksichtigung deutscher Techniken und Erfahrungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | 30,-- € |
| WAR 170 | Steinberg, Iris: Untersuchungen zur Effizienzsteigerung von biologischen und nicht- thermischen Abluftreinigungsverfahren bei der biologischen Abfall- behandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005 | 30,-- € |
| WAR 171 | Haupter, Birgit: Transnationale Förderprogramme zur Raumentwicklung. Untersuchungen zur Wirkung für die räumliche Planung zum Hochwasserschutz. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 35,-- € |
| WAR 172 | Ott, Carsten: Straßenkehrrichtentsorgung: Anlagenkonzept und Nachhaltig- keitsanalyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 30,-- € |
| WAR 173 | 1 Jahr Abfallablagerungsverordnung - Wo bleibt der Müll? 76. Darmstädter Seminar –Abfalltechnik– am 1.06.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006 | 35,-- € |
| WAR 174 | Wachstumsregion - Handlungsansätze für mehr Nachhaltigkeit. 77. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 11.09.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006 | 30,-- € |
| WAR 175 | Interdisziplinarität in der Umwelt- und Raumplanung - Theorie und Praxis. <i>Festschrift für Professor Böhm</i> TU Darmstadt, 2006 | 40,-- € |

| | | |
|---------|---|------------|
| WAR 176 | Neue maschinen- und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Einsparung von Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 78. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 02.11.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006 | 35,-- € |
| WAR 177 | Einsparpotenziale in der Trinkwasserversorgung durch Optimierung von Wasserverteilungsnetzen. 79. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung- am 05.10.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006 | 30,-- € |
| WAR 178 | Meyer, Lutz: Exergiebasierte Untersuchung der Entstehung von Umweltbelastungen in Energieumwandlungsprozessen auf Komponentenebene: Exergoökologische Analyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 35,-- |
| WAR 179 | Gasafi, Edgar: Entwicklung einer lebenswegbasierten Screening-Methode zur Entscheidungsunterstützung in frühen Phasen der Verfahrensentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 35,-- € |
| WAR 180 | Treskatis, Christoph: Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen - Planung, Bau und Betrieb von Grundwasserfassungen. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 45,-- € |
| WAR 181 | Uihlein, Andreas: Modellierung der Kohlenstoffströme zur Untersuchung der Nutzung von Kohlenstoffträgern in Deutschland. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | vergriffen |
| WAR 182 | den Boer, Emilia: A Novel Approach for Integrating Heavy Metals Emissions from Landfills into Life Cycle Assessment - Consideration of Waste Pretreatment, Landfill Processes and Long-Term Effects Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006 | 30,-- € |
| WAR 183 | Klimawandel - Anpassungsstrategien in Deutschland und Europa. 80. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 29.03.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007 | 25,-- € |
| WAR 184 | Stephan, Henrik: Bewertungsmethodik für Fertigungsverfahren im Karosseriebau aus Sicht des betrieblichen Umweltschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | vergriffen |

| | | |
|---------|---|------------|
| WAR 185 | Schaum, Christian A.: Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung –Klärschlamm- konditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm- asche. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 35,-- € |
| WAR 186 | Rohde, Clemens: Milchsäurefermentation von biogenen Abfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 35,-- € |
| WAR 187 | Risikoanalyse von Trinkwassereinzugsgebieten und Fassungen. 81. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 11.10.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007 | 30,-- € |
| WAR 188 | Cangahuala Janampa, Ana: Wasserverlustmanagement in Wasserverteilungsanlagen in Entwicklungs- ländern am Beispiel von Peru. Anwendung verschiedener Methoden zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | vergriffen |
| WAR 189 | Pollmann, Olaf: Optimierung anthropogener Stoffströme am Beispiel des Papier- recyclings. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | vergriffen |
| WAR 190 | Wie sieht die Abwasserbehandlung der Zukunft aus? -Vierte, fünfte, sechste Reinigungsstufe? 82. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007 | 35,-- € |
| WAR 191 | Koffler, Christoph: Automobile Produkt-Ökobilanzierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 35,-- € |
| WAR 192 | Koch, Michael: Untersuchungen zum Einfluss der Energiedissipationsdichte auf Reaktionsabläufe im "Highloaded Compact Reactor" (HCR [®]). Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 35,-- € |
| WAR 193 | den Boer, Jan: Sustainability Assessment for Waste Management Planning - Development and Alternative Use of the LCA-IWM Waste Management System Assessment Tool. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 30,-- € |

| | | |
|---------|---|------------|
| WAR 194 | Biogas - Klimaretter oder Ressourcenverschwender. 83. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 11.12.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007 | vergriffen |
| WAR 195 | Scheck, Natalie: Die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung - Untersuchung am Beispiel der Regionalplanung Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007 | 30,-- € |
| WAR 196 | Klimawandel – Markt für Strategien und Technologien?! 84. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung- am 26.06.2008 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2008 | vergriffen |
| WAR 197 | Hähnlein, Christian: Numerische Modellierung zur Betriebsoptimierung von Wasserverteilnetzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008 | 30,-- € |
| WAR 198 | Berger, Jan: Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008 | 35,-- € |
| WAR 199 | Wellge, Steffen: Evaluation von betrieblichen Umweltmanagementsystemen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009 | 35,-- € |
| WAR 200 | Bieker, Susanne: Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größenordnungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009 | 35,-- € |
| WAR 201 | Hoffmann, Karl Peter: Reduzierung von CO ₂ -Emissionen durch den Einsatz von Erdgas aus Biogas in dezentralen Stirling-KWK-Anlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009 | 35,-- € |
| WAR 202 | Loock, Peter: Veränderung der Leistungsfähigkeit feinblasiger Membranbelüftungselemente unter abwassertechnischen Betriebsbedingungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009 | 35,-- € |
| WAR 203 | Warsen, Jens: Validierung von Stoffflussdaten in der Ökobilanz durch Daten aus dem öffentlichen Berichtswesen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009 | 35,-- € |

| | | |
|----------|---|---------|
| WAR 204 | Klärschlammfaulung und -verbrennung: das Behandlungskonzept der Zukunft? 85. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 13.04.2010 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| WAR 205 | Neue Herausforderungen und Chancen in der Wasserversorgung. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung und Grundwasserschutz- im Rahmen des 1. Darmstädter Ingenieurkongresses Bau und Umwelt am 14. und 15.09.2009 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| WAR 206 | Pennekamp, Sandra: Raumentwicklung im Spannungsfeld zwischen Wachstum und Schrumpfung - was können überregionale Partnerschaften leisten? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| WAR 207 | Frommer, Birte: Regionale Anpassungsstrategien an den Klimawandel – Akteure und Prozess. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| IWAR 208 | Chang, Yue: Greywater treatment within semi-centralised supply and treatment systems by the example of the People's Republic of China. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| IWAR 209 | Sakaguchi-Söder, Kaori: A new method for compound-specific stable chlorine isotope analysis. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| IWAR 210 | Henkel, Jochen: Oxygen transfer phenomena in activated sludge. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010 | 35,-- € |
| IWAR 211 | Doktorandenschule Abfall 2010 Manigod / Frankreich, 5. - 8. September 2010, TU Darmstadt, 2011 | 40,-- € |
| IWAR 212 | Preis und Leistung - Wasserversorgung bewerten und vergleichen. 86. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 22.02.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011 | 30,-- € |
| IWAR 213 | Siembida-Lösch, Barbara: Reduction of Membrane Fouling in Membrane Bioreactors - Development of Innovative and Sustainable Techniques. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011 | 35,-- € |

| | | |
|----------|---|------------|
| IWAR 214 | Müller, Bodo: Weiterentwicklung und Validierung der Methode der Input-Output basierten Sachbilanz für deutsche Gebäudeökobilanzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011 | 35,-- € |
| IWAR 215 | Eren, Onat: Automatisierung von numerischen Kurzzeit-Wasserbedarfsprognose- verfahren und ihre Anwendung in der Wasserversorgung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011 | 35,-- € |
| IWAR 216 | Biobasierte Produkte und Energie aus Biomasse. 87. Darmstädter Seminar Abfalltechnik- am 08.12.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011 | vergriffen |
| IWAR 217 | Meda, Alessandro: Einsatz von Biofiltern für die Wasser- und Nährstoffwiederverwendung und für die weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoff- entfernung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012 | 35,-- € |
| IWAR 218 | Hoffmann, Marc: Abfalltechnische Erweiterung von Bioabfallbehandlungsanlagen für die Herstellung biobasierter Produkte. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012 | 35,-- € |
| IWAR 219 | Maerz, Peter: Die Metalle der Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012 | 35,-- € |
| IWAR 220 | Petzet, Sebastian: Phosphorrückgewinnung in der Abwassertechnik - Neue Verfahren für Klärschlamm und Klärschlammaschen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012 | 35,-- € |
| IWAR 221 | Günkel-Lange, Tobias: Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren - Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013 | 35,-- € |
| IWAR 222 | Zhang, Guomin: Abwasserreinigung und Wasserkreislaufführung in der Papierindustrie – Weiterentwicklung deutscher Techniken für den chinesischen Markt -. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013 | 35,-- € |
| IWAR 223 | Back, Sonja: Anwendungspotential der mikrobiellen Methanoxidation im Deponie- Schwachgasbereich – Feldstudie auf einer MBA-Deponie. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013 | 35,-- € |

- IWAR 224* Zimmermann, Martin: 35,-- €
Sustainable Transformations of Water Supply Regimes. The Cuvelai-
Etosha Basin in Central Northern Namibia.
Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013
- IWAR 225* Bischoff, Astrid: 35,-- €
Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener
Desinfektionsverfahren
Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013

Bestellungen über:

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR
Franziska-Braun-Straße 7
D-64287 Darmstadt
E-Mail: raumplanung@iwar.tu-darmstadt.de

Telefon: ++49 (0)6151 / 16 36 48
FAX: ++49 (0)6151 / 16 37 39

Zum Autor:

Astrid Bischoff hat das Studium des Bauingenieurwesens mit den Schwerpunkten Umwelttechnik, Wasserbau, Wasserwirtschaft und Informatik im Bauwesen an der TU Darmstadt absolviert. Nach ihrem Abschluss mit Auszeichnung als Master of Science 2007 nahm sie ihre Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fachgebiet Abwassertechnik des Instituts IWAR mit dem Forschungsschwerpunkt Desinfektion von behandeltem Abwasser auf. Sie ist aktives berufenes Mitglied der DWA ad-hoc Arbeitsgruppe „Hygiene in der Wasser- und Abfallwirtschaft“. Seit April 2013 ist sie als Projektingenieurin in einem Ingenieurbüro mit den Tätigkeitsschwerpunkten Planung, Modellierung und Simulation von Abwasserbehandlungs- und Entwässerungsanlagen tätig.

Zum Inhalt:

Die Inaktivierung pathogener Mikroorganismen durch die Desinfektion behandelten Abwassers ist ein entscheidender Prozess zum Schutz vor Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden. Einführend werden in dieser Arbeit die Grundlagen der Desinfektion von behandeltem Abwasser und der Stand des Wissens anhand einer Literaturrecherche dargestellt. Anschließend werden verschiedene Desinfektionsverfahren mit Hilfe von Versuchsanlagen unter hygienischen, ökologischen und betrieblichen Gesichtspunkten untersucht. Neben der Dosierung von on-site hergestelltem Chlorgas (mittels Chlorelektrolyse) wurden die Chlordioxiddosierung, die Ozonung und die UV-Bestrahlung für die Untersuchungen ausgewählt. Es konnte gezeigt werden, dass die Desinfektionsverfahren mit vorhergehender biologischer Abwasserbehandlung einen Ablauf erzeugten, welcher die allgemein gültigen mikrobiologischen Grenzwerte, die für Einleitungen in sensible Oberflächengewässer und für verschiedene Wasserwiederverwendungszwecke gelten, einhält. Die Vorreinigung des Abwassers hatte einen entscheidenden Einfluss auf den Desinfektionserfolg. In den Abläufen aller Desinfektionsanlagen wurden die mikrobiologische Stabilität, die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten und die Toxizität des behandelten Wassers analysiert. Eine Strategie zur Steuerung von Anlagen zur Desinfektion behandelten Abwassers konnte aufgezeigt werden, die sowohl zu einer Verringerung der insgesamt eingesetzten Desinfektionsmittelmenge als auch zur Minimierung negativer Umweltauswirkungen der Desinfektionsmaßnahme beitragen kann.

ISBN 978-3-940897-23-7
